

THESIS / THÈSE

MASTER EN SCIENCES BIOLOGIQUES DES ORGANISMES ET ÉCOLOGIE

Impact de l'introduction d'un prédateur pélagique, *Coregonus lavaretus* L., sur les communautés zooplanctoniques du lac de barrage de Robertville

Mathy, Geneviève

Award date:
2004

[Link to publication](#)

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal ?

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.



**FACULTES UNIVERSITAIRES NOTRE-DAME DE LA PAIX
NAMUR**

Faculté des Sciences

**IMPACT DE L'INTRODUCTION D'UN PREDATEUR PELAGIQUE, *COREGONUS
LAVARETUS* L., SUR LES COMMUNAUTES ZOOPLANCTONIQUES DU LAC DE
BARRAGE DE ROBERTVILLE**

**Mémoire présenté pour l'obtention du grade de
licencié en Sciences biologiques**

Geneviève MATHY
Septembre 2004

Remerciements

Au terme de ce mémoire, je voudrais exprimer ma reconnaissance envers les nombreuses personnes qui ont contribué de près ou de loin à l'élaboration de ce document

Le Professeur J.-C. Micha pour sa disponibilité, ses conseils et son accueil au sein de son unité de recherche

Christelle Malbrouck pour son temps et ses nombreux conseils, ainsi que son sourire

Pierre Fossion pour sa présence sur le terrain et ses conseils pratiques

L'équipe du S.A.V.E. pour leur bonne humeur lors des, parfois, longs tournages

La Ligue Royale de Propagande des Pêcheurs de l'Est ainsi que le service de la pêche pour toute l'aide apportée sur le terrain

Les membres de l'équipe URBO : Laurent Viroux pour sa présence, grâce à qui beaucoup d'organismes ont maintenant un nom pour moi ; François pour avoir levé le voile sombre des stats ; Bruno, Claude, André et tous les autres pour leur sympathie

Le Professeur J.-P. Descy pour sa disponibilité et ses recherches sur cet "organisme" si mystérieux

Madame C. Cornet, Mr Gillet et Mr E. Depiereux pour avoir tenté de répondre à mes questions

Mr E. Demoulin qui m'a donné l'envie de commencer cette aventure biologique

La petite équipe, avec qui j'ai partagé un bout de chemin, pour tous ces moments précieux que je garderai, Pour votre présence, vos différences qui ont fait de ce groupe un ensemble équilibré

Hélène pour ces "petits moments piqués en fraude..." , ces discussions, ces pas enchainés "chez Myriam"...

Delphine pour ces "petits moments de microscopie..."

Sylvain pour tes "grands moments..."

Emilie pour "tes sourires..."

Benjamin pour ces "moments de musique..." , ta richesse d'âme...

Dimitri pour ces "moments de labo si ..." , ta bonne humeur...

John pour ces "moments de délégué..." , ton énergie...

Jérôme pour ces "moments de confiance..." , ta gentillesse...

Benjamin et Jérôme pour ces "longues heures au coin d'un feu accompagnées d'une guitare..." , merci de m'avoir tenu compagnie sur le lac de Robertville...

Les mémorants des autres unités pour ces "petites choses..."...

Mes "petites familles de coeur" pour leur présence et toutes ces belles choses partagées depuis de tendres années...

Mes amis pour leur soutien...

Ma famille, maman , Dominique..., Eric, Nath et leurs petits bouts, merci pour tout...

Ma deuxième famille, MERCI

David pour tes encouragements, ton soutien...pour TOUT

MERCI à tous...

Facultés universitaires Notre-Dame de la Paix
FACULTE DES SCIENCES
Secrétariat du Département de Biologie
Rue de Bruxelles 61 – 5000 NAMUR
Téléphone : + 32(0)81.72 44 18 – Téléfax : + 32(0)81.72 44 20
E-mail : joelle.jonet@fundp.ac.be – <http://www.fundp.ac.be/fundp.html>

Impact de l'introduction d'un prédateur pélagique, *Coregonus lavaretus* (L.), sur les communautés zooplanctoniques du lac de barrage de Robertville

MATHY Geneviève

Résumé

A l'initiative de l'association locale de pêche à la ligne, les premiers déversements de corégones peled et lavaret (*Coregonus peled* Gmelin, 1788 et *Coregonus lavaretus* Linnaeus, 1758) ont été réalisés à partir de 1978 dans les lacs de Robertville et de Bütgenbach.

Ainsi, on pensait améliorer la valeur halieutique du lac en introduisant un poisson pélagique consommant du plancton. Malheureusement, ces déversements se sont faits sans suivi scientifique jusqu'en 1989 où des contrôles ont été opérés.

Un suivi régulier des paramètres physico-chimiques et des communautés phytoplanctoniques et zooplanctoniques du lac a donc été réalisé afin de mettre les données abiotiques et biotiques en relation avec la répartition des poissons et l'introduction d'alevins de *C. lavaretus* s'est faite via un pacage lacustre.

L'analyse du régime alimentaire du lavaret met en évidence que les alevins se nourrissent essentiellement de Bosminidae, de copépodes cyclopoides, de nauplii et de rotifères comme *Keratella cochlearis* quel que soit le milieu où ils évoluent.

En comparant la diversité spécifique du zooplancton entre une cage et le lac, on peut dire que la présence des poissons dans le pacage a un effet sur les organismes zooplanctoniques. Cet effet se confirme par les résultats obtenus au niveau de l'analyse de l'évolution de la taille des individus zooplanctoniques.

Toutefois, les données bibliographiques et les résultats nous montrent que la présence de lampes au niveau du pacage lacustre n'influence apparemment ni la croissance des alevins, ni le régime alimentaire du *Coregonus lavaretus*.

Mémoire de licence en Sciences biologiques

Septembre 2004

Promoteur : J.-C. Micha

Facultés universitaires Notre-Dame de la Paix
FACULTE OF SCIENCES
Secretariat of the Department of Biology
Rue de Bruxelles 61 – 5000 NAMUR
Telephone : + 32(0)81.72 44 18 – Telefax : + 32(0)81.72 44 20
E-mail : joelle.jonet@fundp.ac.be – <http://www.fundp.ac.be/fundp.html>

Impact of the introduction of a pelagic predator, *Coregonus lavaretus* (L.), on the zooplanktonic communities of the storage reservoir of Robertville

MATHY Geneviève

Abstract

Through the initiative of the local association of angling, the first introduction of vendace and whitefish (*Coregonus peled* Gmelin, 1788 and *Coregonus lavaretus* Linnaeus, 1758) occurred in 1978 in the lakes of Robertville and Bütgenbach.

Thus, it was thought to improve the halieutic value of the lake by introduction of a pelagic fish to feed on the plankton. Unfortunately, these discharges were done without scientific follow-up until 1989 when controls were begun.

A regular follow-up of the physicochemical parameters and phytoplanktonic and zooplanktonic communities of the lake was then carried out in order to put the abiotic and biotic data in relation to the distribution of fish and the alevin's introduction of *C. lavaretus* was done via a lake pasturage in floating cages.

The analysis of the diet of the whitefish highlights that the alevins are eating primarily Bosminidae, Copepoda cyclopoides, nauplii and rotifères as *Keratella cochlearis*, whatever the medium in which they evolve.

By comparing the specific diversity of the zooplankton between a floating cage and the lake, one can say that the presence of fish in the pasturage has an effect on the zooplanktonic organisms. This effect is confirmed by the results obtained from the analysis of the evolution of the size of the zooplanktonic individuals.

However, the bibliographical data and the results show us that the presence of lamps on the level of the lake pasturage apparently influences neither the growth of alevins, nor the diet of *Coregonus lavaretus*.

Dissertation of bachelor's degree in biological Sciences

September 2004

Promoter : J.-C. Micha

Table des matières

Pages:

I.	Introduction	8
1.	Présentation générale du milieu d'étude	9
2.	Description générale de l'espèce <i>Coregonus</i>	9
2.1.	Systématique	9
2.2.	Morphologie	9
2.3.	Ecologie	10
3.	Facteurs structurant les communautés lacustres	11
3.1.	Les communautés zooplanctoniques	11
3.1.1.	Les rythmes du zooplancton, sa structure spatiale et temporelle	12
A.	Action biologique des rythmes d'éclairement	12
B.	La migration verticale	14
C.	Interactions entre les ressources et les consommateurs	14
D.	Effet de la prédation	15
E.	Effet de la nourriture	16
3.2.	Le corégone	16
3.2.1.	La distribution verticale au cours de l'année	16
3.2.2.	Les facteurs influençant le comportement de prédation du corégone	18
3.3.	Effets de la présence de poissons planctivores sur les communautés zooplanctoniques	19
4.	Conclusion de la synthèse bibliographique	22
II.	Matériel et méthodes	
1.	Méthodes d'échantillonnage	24
1.1.	Les alevins	24
1.2.	Le zooplancton	25

2. Mesures effectuées	26
2.1. Mesures sur le terrain	26
2.2. Longueur et poids des alevins	26
2.3. Contenus stomacaux des alevins	27
2.4. Le zooplancton	28
3. Analyse des contenus stomacaux	29
3.1. Méthode d'occurrence (ou de fréquence)	29
3.2. Méthode d'abondance (ou numérique)	29
3.3. Indice de sélectivité de Chesson	30
III. Résultats et discussion	
1. Evolution des paramètres physico-chimiques au niveau du pacage : la température et la concentration en oxygène dissous	32
2. Croissance des alevins de corégones	33
2.1. Croissance en taille et en poids	33
2.2. Taux de croissance spécifique	33
3. Analyse des contenus stomacaux	35
4. Evolution nyctémérale du zooplancton	41
4.1. Zooplancton total pour les trois sites de prélèvements en 2003	41
4.1.1. Cycle du 15 mai 2003	41
4.1.2. Cycle du 4 juin 2003	41
4.2. Zooplancton prélevé lors des deux cycles : le 28 avril et le 26 mai 2004	43
4.3. Profondeur moyenne de résidence du zooplancton	46
4.4. Diversité spécifique du zooplancton	49
4.5. Taille du zooplancton	50
4.6. Comparaison des trois milieux aux différents temps pour tous les taxons rencontrés lors des deux cycles en 2004	51
IV. Conclusions et perspectives	55
V. Références bibliographiques	58
- Liste des figures et des tableaux	62

Introduction

Introduction

A l'initiative de l'association locale de pêche à la ligne, les premiers déversements de corégones peled et lavaret (*Coregonus peled* Gmelin, 1788 et *Coregonus lavaretus* Linnaeus, 1758) ont été réalisés à partir de 1978 dans les lacs de Robertville et de Bütgenbach.

Les buts poursuivis étaient l'augmentation des ressources pour la pêche récréative, l'occupation d'une niche écologique peu exploitée et la diversification des espèces capturables (Mergen *et al.*, 2003).

Ainsi, on pensait contribuer à l'amélioration de la valeur halieutique du lac en introduisant un poisson pélagique consommant du plancton. Malheureusement, ces déversements se sont faits sans suivi scientifique jusqu'en 1989 où des contrôles ont été opérés (Gerdeaux *et al.*, 1996).

De nombreuses études ont permis d'optimiser les rempoissonnements et de limiter les déversements au lavaret et seulement dans le lac de barrage de Robertville.

Ces contrôles s'inscrivent dans une démarche qui a pour but de comprendre la biologie des corégones. Un suivi régulier des paramètres physico-chimiques et des communautés phytoplanctoniques et zooplanctoniques du lac est donc réalisé afin de mettre les données en relation avec la répartition des poissons (Mergen *et al.*, 2003).

Actuellement, l'état trophique du système, l'efficacité du pacage lacustre et de la gestion piscicole conduisent à tenir compte du fait que le compartiment pisciaire peut jouer un rôle dans le fonctionnement du lac et sa dynamique planctonique (Gerdeaux, 2002).

Ce travail s'inscrit dans cette optique d'étude des interactions entre les organismes lacustres. Il vise à évaluer l'incidence du lavaret sur les communautés zooplanctoniques via les chaînes alimentaires.

Sa première partie sera consacrée à une synthèse bibliographique qui commencera par la description de l'espèce étudiée. Ensuite nous décrirons les différents facteurs structurant les communautés lacustres (les communautés zooplanctoniques et le *Coregonus lavaretus*), ainsi que les effets de la présence de poissons planctivores sur les communautés zooplanctoniques.

La seconde partie aura pour objectif de décrire le matériel et les méthodes utilisés lors de la réalisation de ce travail.

La troisième partie sera consacrée aux différents résultats obtenus qui seront ensuite commentés.

La fin du travail s'achèvera par les conclusions ainsi que les perspectives à envisager.

1. Présentation générale du milieu d'étude

Le barrage de Robertville, réalisé en 1929 sur la Warche (Fig. 1), se situe dans une vallée encaissée. La production d'énergie hydroélectrique est l'objectif majeur de la construction de ce barrage par la société ELECTRABEL.

En amont du barrage, le bassin de la Warche est classé zone de protection « Eaux potabilisables » (Herin, 2003).

Les eaux alimentant le barrage sont peu minéralisées et pauvres en calcium.

La température en surface ne dépasse pas 20°C en été, la stratification est présente de mai à septembre. Pendant le mois d'août, on observe des conditions anoxiques à partir de 10 m de profondeur.

Le lac de Robertville est considéré comme étant méso-eutrophe à eutrophe (Mergen *et al.*, 2003).

2. Description générale du genre *Coregonus*

2.1. Systématique

Le Corégone est un poisson téléostéen appartenant au superordre des Protacanthopterygiens (Fig. 2 et 3), à l'ordre des Salmoniformes (66 espèces). Des travaux récents suggèrent que tous les salmoniformes peuvent être réunis en une seule famille, les Salmonidae (Corégones, Ombre, Truite, Saumon etc.) (Helfman *et al.*, 1997).

Le genre *Coregonus* comporte 2 sous-genres : *leucichthys* (ciscos) et *coregonus* incluant le complexe *C. lavaretus* en Eurasie et *C. clupeaformis* en Amérique du Nord. Les espèces communes en Europe sont la vendace (*C. albula*), le lavaret (*C. lavaretus*), la féra (*C. nasus*), la bondelle (*C. oxyrhynchus*) et le peled (*C. peled*). Compte tenu de multiples introductions d'origines diverses et des possibilités d'hybridation, il est en général admis que les représentants de cette famille appartiennent à un complexe « *Coregonus species* » (Billard, 1997).

2.2. Morphologie

Les Corégones sont des poissons élancés, argentés. Ils possèdent comme tous les Salmonidés une nageoire adipeuse placée entre la dorsale et la caudale (Fig. 4). Celle-ci est fortement échancrée. La bouche, petite et légèrement infère, atteint tout juste le dessus du bord antérieur de l'œil. Ils possèdent une coloration bleu vert au niveau du dos et argentée sur les flancs et le ventre (Billard, 1997). Les dents sont petites ou absentes. Les écailles sont plus grandes que chez l'Ombre et que chez le Saumon. La ligne latérale est complète (Muus & Dahlström, 1991; Billard, 1997 in Herin, 2003).

Le premier arc branchial du Powan (*Coregonus lavaretus* (Linnaeus 1758)) comporte de 30 à 34 branchiospines. Le Lavaret peut atteindre une taille de 70 cm pour un poids de 10 kg. Mais la taille moyenne est de 15 à 35 cm (Billard, 1997). Dans les petits lacs à nourriture déficiente, les formes naines ont une longueur le plus souvent comprise entre 10 et 20 cm (Muus & Dahlström, 1991).

2.3. Ecologie

Le lavaret du Bourget (*Coregonus lavaretus* (L.)) (Fig. 5) est un poisson pélagique lacustre planctonophage. Mais on peut le retrouver parfois dans le Rhin, le Rhône ou la Durance, en aval des lacs (Keith & Allardi, 2001). Ce poisson a besoin d'une eau oligotrophe ou mésotrophe fraîche et bien oxygénée. Le lavaret se nourrit de zooplancton sélectionné en fonction de sa taille (cladocères et copépodes (nauplii et autres stades)) (Cretenoy & Gerdeaux, 1996). Au fur et à mesure que les copépodes grossissent, le nombre de proies facilement ingérables se trouve limité. Les copépodes étant de moins en moins accessibles, les larves de corégones se tournent vers les cladocères plus abondants et plus faciles à capturer que les copépodes. En effet, leur comportement de nage plus régulier fait qu'avec l'expérience, il est plus facile de prévoir leur trajectoire (Cretenoy & Gerdeaux, 1996). Les cladocères ovigères sont bien visibles et leur comportement d'immobilité face à un danger les rend aussi plus capturables que les copépodes qui ont un comportement de fuite. Toutefois, les cladocères sont une ressource moins rentable sur le plan énergétique (Cretenoy & Gerdeaux, 1996).



Figure 5 : *Coregonus lavaretus* (L.) (Muus & Dahlström, 1991).

3. Facteurs structurant les communautés lacustres

La dispersion d'une espèce dans l'espace peut être appelée sa répartition dans cet espace.

La dispersion spatiale montre le plus souvent une structure hiérarchique: à l'intérieur d'une tache de concentration, les organismes peuvent être dispersés de façon plus régulière que par hasard car à ces distances entre les organismes, ces derniers se repoussent ou s'évitent mutuellement ; ou au contraire, ces concentrations peuvent apparaître constituées elles-mêmes de sous-groupes. Inversement, les concentrations initialement considérées pourront être plus fréquentes à certains endroits du territoire qu'à d'autres (Frontier & Pichod-Viale, 1998).

La mobilité dans l'espace, qui peut être différente suivant les espèces et les classes d'âge, est une stratégie d'occupation non plus seulement de l'espace mais de l'espace-temps.

Si les proies étaient réparties dans le milieu au hasard ou de façon homogène, le prédateur devrait dépenser une énergie importante pour les rechercher à travers son territoire de chasse. Mais la plupart du temps les proies sont surdispersées ; le prédateur peut alors adopter un comportement plus économique, structuré lui aussi c'est-à-dire comprenant une « cascade » de comportements particuliers correspondant aux différentes phases de sa recherche. Cette succession de comportements doit coïncider géométriquement avec la cascade de groupement de ses proies. Parfois la recherche est encore plus active et plus dirigée, en ce sens que le prédateur reçoit et exploite des signaux en provenance des groupes de proies : odeurs, signaux... La communication entre les individus peut augmenter encore d'un degré l'efficacité de cette recherche de proies (Frontier & Pichod-Viale, 1998).

En termes de comportement, les aggrégations du zooplancton et du poisson diffèrent. Les groupes de zooplancton se forment quand les animaux se concentrent dans des aires d'« upwelling » ou de « downwelling ». Les groupes de poissons sont le résultat de mouvements organisés où les poissons changent leur nage quand ils rencontrent leurs proies sélectionnées (George & Winfield, 2000).

3.1. Les communautés zooplanctoniques

Les organismes planctoniques sont de petite taille, ont un faible temps de génération, sont souvent abondants et ont une distribution relativement homogène (Rothhaupt, 2000).

Le zooplancton se situe à une position intermédiaire dans les chaînes alimentaires aquatiques. De ce fait, il intègre les effets de la prédation (top-down) et des ressources (bottom-up). Les effets du bottom-up contrôlent le flux (le taux de production net, le taux de croissance individuel, le taux de reproduction), le top-down contrôle la biomasse (la taille individuelle du corps et le niveau de densité de la population) (Pomeroy, 1994 ;Thys, 2003).

3.1.1. Les rythmes du zooplancton, sa structure spatiale et temporelle

A. Action biologique des rythmes d'éclairement

La lumière a un impact physiologique et éthologique sur les animaux.

L'illumination étant périodique, elle va susciter des comportements périodiques ainsi que des adaptations aux périodicités naturelles, avec synchronisation des cycles biologiques sur le rythme des époques favorables et défavorables (Frontier & Pichod-Viale, 1998).

Les variations de lumière servent souvent de déclencheurs suscitant des adaptations aux variations « attendues » du climat (Frontier & Pichod-Viale, 1998).

Il existe une alternance activité/repos sur un rythme de 24 heures pour la plupart des espèces, et cette alternance est importante pour le mode d'intervention de ces espèces dans les écosystèmes (Frontier & Pichod-Viale, 1998).

Dans les lacs, la production photosynthétique du phytoplancton est réalisée le jour et sa consommation par le zooplancton herbivore a lieu en grande partie la nuit. Ceci est dû à la migration nycthémerale du zooplancton (Fig. 6).

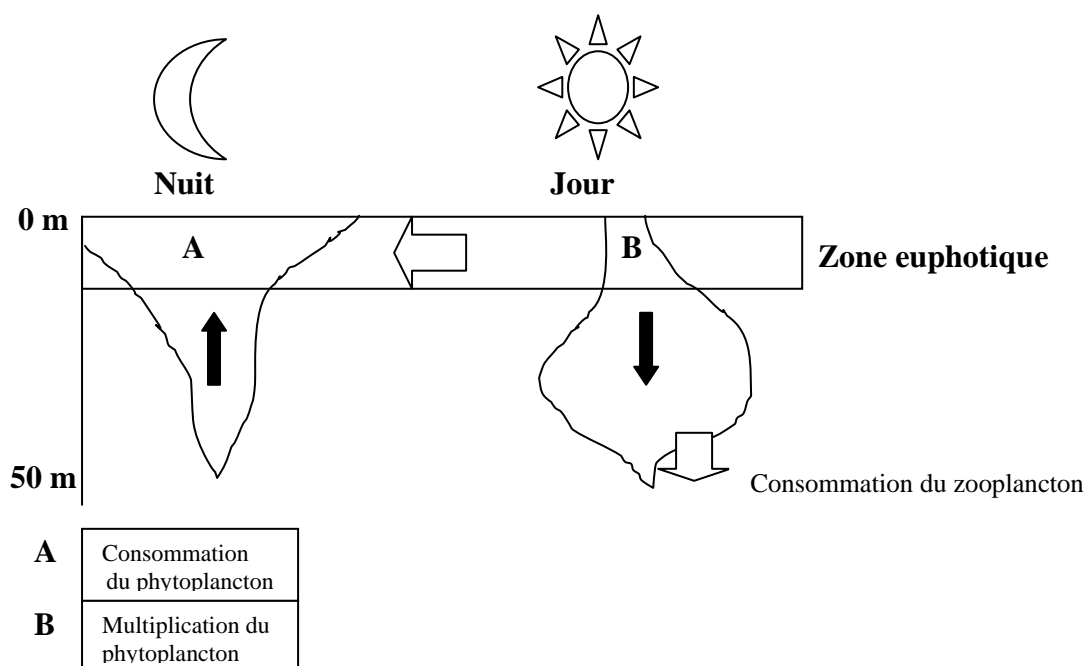


Figure 6 : schéma de la migration verticale nycthémerale du zooplancton: le zooplancton (herbivore) se trouve non loin de la surface la nuit et migre en profondeur la journée. Ainsi, le phytoplancton peut se multiplier le jour en étant peu consommé. La nuit, le zooplancton remonte en surface pour consommer l'excès de biomasse végétale qui se régénère le jour suivant... Ce zooplancton est consommé la nuit par le zooplancton carnivore qui effectue une migration décalée de 12 heures (Frontier & Pichod-Viale, 1998).

La chronobiologie met en évidence des rythmes internes qui ont pour origine un rythme naturel externe. Ces rythmes se sont inscrits dans la « mémoire » de l'organisme et éventuellement dans son patrimoine génétique. En effet, lors des migrations nyctémérales du zooplancton, les crustacés commencent à monter en surface avant la nuit, et s'enfoncent avant l'aube alors que la couche d'eau de surface n'est pas encore éclairée, ces organismes semblent « prévoir » -et devancer- les variations lumineuses (Frontier & Pichod-Viale, 1998).

La distribution du zooplancton pélagique dans les lacs est déterminée par deux modèles comportementaux : la migration verticale périodique et l'évitement de la zone littorale (bord).

Il semble qu'un animal qui arrive sous la zone littorale pendant sa migration vers les couches d'eau supérieures pourrait changer sa progression et descendre le long de la pente (Kerfoot, 1980). Mais en 1963, Lindauer (in Kerfoot, 1980) propose que l'orientation spatiale consiste en deux composantes principales : l'orientation du corps dans l'espace (orientation primaire) et la direction du mouvement local (orientation secondaire).

La position du corps est influencée non seulement par la gravité, mais aussi par les propriétés hydrodynamiques du corps de l'animal.

La distribution est déterminée par la réfraction de la lumière à la surface. Si la lumière est répartie de façon uniforme et si l'intensité augmente, les animaux migrent vers les couches profondes. Si l'intensité diminue, ils migrent vers le haut. Par contre, si une partie de la surface est à l'ombre à cause d'une élévation de l'horizon, nous observons une migration horizontale. L'animal s'oriente de telle façon qu'il reçoit la même information optique à gauche et à droite, il est donc stimulé de façon symétrique (Kerfoot, 1980).

La distribution du zooplancton peut aussi être influencée par le mouvement de l'eau causé par le vent et par la dispersion du matériel allochtone (Fig. 7) (George & Winfield, 2000).

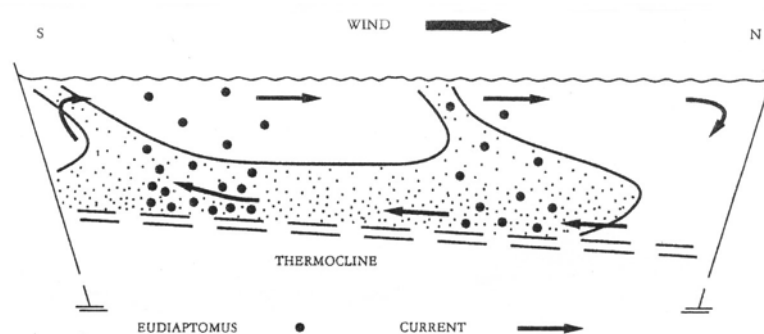


Figure 7 : diagramme montrant comment la direction du vent et la dispersion des particules allochtones pourraient influencer la distribution verticale et horizontale de *Eudiaptomus* dans le Loch Ness (George & Winfield, 2000).

B. La migration verticale

La migration verticale est un comportement existant dans tous les groupes qui sont la cible de prédateurs visuels (Pomeroy, 1994).

Les facteurs déclenchant la migration verticale du zooplancton semblent être la présence des prédateurs détectée par leur production de kairomones et la variation de la luminosité qui est la plus marquée à l'aube et au crépuscule (Thys, 2003).

La migration verticale est un mouvement divisé en deux composantes : la vitesse et la direction.

Chez *Daphnia* le premier stimulus est le changement de l'intensité lumineuse. De plus, l'état physiologique de l'animal peut influencer la motivation interne à migrer. Les variables abiotiques telles que la transparence de l'eau, la température et l'oxygène influencent l'état physiologique. La même chose s'observe pour les facteurs biotiques tels que la présence de nourriture, la densité et les prédateurs (Kerfoot, 1980).

Le temps dépensé à la surface par la migration des animaux est inversement proportionnel à la concentration de phytoplancton car remplis, ou rassasiés, les animaux descendent (Kerfoot, 1980). Une couche de phytoplancton peut déterminer jusqu'où les animaux peuvent descendre.

Ces variations peuvent être dues aux changements de lumière en surface causés par le phytoplancton. Le fait que le zooplancton puisse modifier son comportement migratoire sous différentes conditions alimentaires montre que la migration verticale est liée aux dynamiques d'utilisation des ressources. La faculté à modifier le comportement migratoire est plus importante pour les herbivores, due probablement à une grande variation de leurs ressources, ou au fait que les herbivores répondent plus rapidement aux changements en phytoplancton.

C. Interactions entre les ressources et les consommateurs

Le zooplancton consomme des organismes autotrophes et hétérotrophes.

Les rythmes nycthéméraux, ainsi que la température, modifient l'activité de filtration du zooplancton. Un tel comportement, déclenché par la lumière, est une stratégie d'adaptation à la prédation visuelle par les poissons planctivores (Thys, 2003).

L'abondance et la composition des ressources en zone pélagique subissent d'amples fluctuations qui résultent d'influences externes à la zone pélagique (température, luminosité, apports externes en nutriments, mélange vertical...) (Thys, 2003).

La variabilité des ressources semble être un des facteurs primordiaux influençant la compétition et la succession saisonnière du zooplancton car elle induit des périodes de jeûne. Si cet état persiste trop longtemps, seuls les espèces et les stades de développement les plus résistants pourront supporter cette limitation.

D. Effet de la prédation

En milieu lacustre, les prédateurs du zooplancton sont les poissons planctivores et plusieurs invertébrés. La majorité des poissons consomment du zooplancton pendant au moins une phase de leur développement, et ceci en fonction de la taille de leurs proies (Pomeroy, 1994).

Si la prédation visuelle est importante, les intensités lumineuses où le zooplancton migre pourraient être liées aux attributs visuels du poisson planctivore. En effet, l'animal migre à une profondeur où l'intensité lumineuse est telle que le poisson planctivore peut difficilement localiser le zooplancton en migration. Les grandes proies ont plus avantage à migrer que les petites espèces, qui sont plus difficilement repérables par les prédateurs.

L'hypothèse de la prédation peut rendre compte du temps de migration (bas au crépuscule et haut à l'aube), de la profondeur de migration, et de la plus grande profondeur de migration pour les individus les plus grands (qui nécessitent de faibles conditions lumineuses pour réduire la distance réactive). Cela peut expliquer l'absence de migration du petit zooplancton peu capturé par les poissons planctivores. Kerfoot (1980) ajoute que les espèces qui ne migrent pas, restant en surface où l'intensité lumineuse et donc la visibilité des poissons prédateurs sont élevées, sont sujettes à un grand taux de mortalité dû à la prédation.

L'activité de nutrition rend le zooplancton plus facilement visible pour les prédateurs à la fois par le courant d'eau qu'engendre la filtration et par la présence des pigments algaux dans son tube digestif (Thys, 2003). Afin de minimiser les risques d'être détecté par les prédateurs, il semble que le zooplancton réduise son activité de nutrition pendant le jour (Thys, 2003).

Les changements saisonniers d'abondance du zooplancton et sa composition en espèces sont attribués aux variations du taux de prédation, particulièrement en augmentant la prédation des jeunes poissons en été et en automne. Cependant, les poissons planctivores ont une grande espérance de vie par rapport à leurs proies (zooplancton). La réponse du poisson aux variations saisonnières des ressources est limitée à des réponses comportementales ou fonctionnelles, modulée par la température (Kerfoot, 1980).

Le zooplancton va donc apporter des modifications au niveau de son cycle de vie. En produisant des adultes précoces, le zooplancton vulnérable augmente ses chances de se reproduire en présence des prédateurs. En absence de prédateur, il est plus avantageux d'atteindre la maturité plus tardivement car les individus de grande taille ont un rendement reproducteur plus élevé. La taille à maturité doit être ajustée aux variations temporelles de la pression de prédation résultant des fluctuations importantes des populations de poissons juvéniles.

L'entrée en dormance a été décrite comme étant une stratégie permettant d'éviter les périodes sub-optimales défavorables pour la croissance (Thys, 2003).

Les coûts métaboliques induits par la migration et le séjour dans une strate moins optimale le jour sont compensés par le risque réduit de prédation (Thys, 2003). Ce phénomène migratoire est observé uniquement chez les espèces les plus vulnérables telles que les grandes daphnies et les femelles ovigères.

E. Effet de la nourriture

Les dynamiques saisonnières des cladocères sont contrôlées par les conditions alimentaires. Les changements au niveau du taux de naissance sont principalement déterminés par la fécondité moyenne des adultes et par les changements dans la proportion des adultes. Pendant une longue période de manque de nourriture à la moitié de l'été, toutes les populations montrent une décroissance considérable de leur taux de croissance et une augmentation du temps de maturité (Elster & Ohle, 1985).

Une étude réalisée sur le lac de Esch-sur-Sûre (Thys, 2003) a montré une distribution de cladocères dans la colonne d'eau début juin. Cela était probablement causé par la présence d'un grand risque de prédation en surface, la partie illuminée du lac. Quelques espèces migrent la nuit dans l'épilimnion. Le zooplancton herbivore ne trouve pas d'avantage à migrer vers le haut quand le maximum de biomasse est localisé dans le métalimnion. En août, tous les cladocères adoptent une stratégie de migration en descendant durant le jour et en s'étendant à la surface la nuit à cause de la grande biomasse algale à ce niveau. La zone de refuge varie d'une espèce à l'autre.

D'autres facteurs comme la température, l'oxygène et les relations biotiques peuvent aussi être des déterminants importants dans l'occurrence et les fluctuations de densité des organismes zooplanctoniques (Mamcarz, 1995).

3.2. Le corégone

Le corégone sélectionne son habitat en fonction de différents paramètres. La température de l'eau et la lumière sont des facteurs abiotiques importants. La prédation et la distribution de la nourriture sont des facteurs biotiques influençant le choix de l'habitat (Kahilainen, 2003).

Les corégones montrent souvent une migration verticale depuis les eaux profondes durant le jour jusque la surface durant la nuit (Knudsen & Gjelland, 2003).

3.2.1. La distribution verticale au cours de l'année

La distribution verticale des poissons planctivores est conditionnée par le fait qu'ils vont se rendre où ils peuvent utiliser les signaux visuels afin de localiser leurs proies (George & Winfield, 2000).

Le lavaret du Bourget exploite les zones épibenthiques et pélagiques. En été, les corégones de 25 à 35 cm se déplacent de la zone épibenthique à la zone pélagique ; les groupes de classes de taille différentes demeurent dans des habitats épibenthiques.

Au printemps et en été, la distribution du poisson est principalement régulée par l'abondance des proies, qui est elle-même régulée par la stratification thermique. En mai, quand aucune thermocline n'est établie et que les densités de zooplancton sont faibles, le corégone ne montre pas de profondeur spécifique. Durant l'été, une thermocline s'établit et l'abondance de zooplancton augmente. Le poisson se concentre donc dans les couches riches en nourriture en surface (Skurdal, 1985). La distribution verticale du lavaret et de ses proies (zooplancton) coïncide pendant l'été, tous localisés au niveau de la surface.

Pendant l'été et à l'automne, on observe un décalage de temps entre les variations d'abondance du zooplancton et les changements d'habitat du lavaret. Le poisson s'est déplacé dans l'habitat le plus propice plusieurs jours après que la nourriture vint à manquer, dénotant un élément d'apprentissage dans le choix d'habitat (Naesje, 1991).

En automne, l'abondance de la nourriture a une faible influence sur la distribution verticale du poisson comparativement à la température (Skurdal, 1985). Le gain d'énergie seul ne peut pas expliquer pourquoi les poissons se concentrent progressivement en profondeur durant l'automne (Skurdal, 1985).

Dans les lacs, le lavaret est un poisson qui fraie dans les eaux peu profondes, à proximité du rivage (Dubois & Dziedzic, 1989), de la fin de la saison de croissance (début novembre) jusqu'à la fin du frai (fin janvier) à environ 20 m de profondeur (Skurdal, 1985 ;Eckmann, 1991). Le moment de fraie chez les téléostéens est largement déterminé par des facteurs environnementaux (photopériode et température par exemple) (Skurdal, 1985). Au moment du frai, le corégone se dirige vers la surface au crépuscule (largage de gaz). A l'aube, il redescend vers les eaux profondes (Knudsen & Gjelland, 2003).

A la fin du frai, les migrations verticales ont cessé. Seuls les individus sexuellement matures fréquentent les premiers 10 m à partir de la surface. Les individus en phase de maturation, les juvéniles et les femelles vides restent à de plus grandes profondeurs pendant la nuit. Cette distribution verticale est interprétée comme étant un moyen d'accroître la possibilité d'interactions entre les individus matures. Cette migration nyctémérale de toute la population serait un moyen d'éviter le cannibalisme des œufs récemment pondus (Eckmann, 1991).

Durant les mois d'hiver, les larves éclosent et restent le plus fréquemment en zone littorale (faible profondeur). Avec l'augmentation des températures et du plancton en zone pélagique, les juvéniles entrent dans la colonne d'eau, et peuvent alors être détectés par le matériel acoustique à la fin du printemps et durant les mois d'été (Appenzeller, 1998).

La réponse du poisson planctivore aux variations saisonnières en ressources est donc limitée à des réponses comportementales ou fonctionnelles, modulée par la température (Rudstam *et al.*, 1993).

Surface

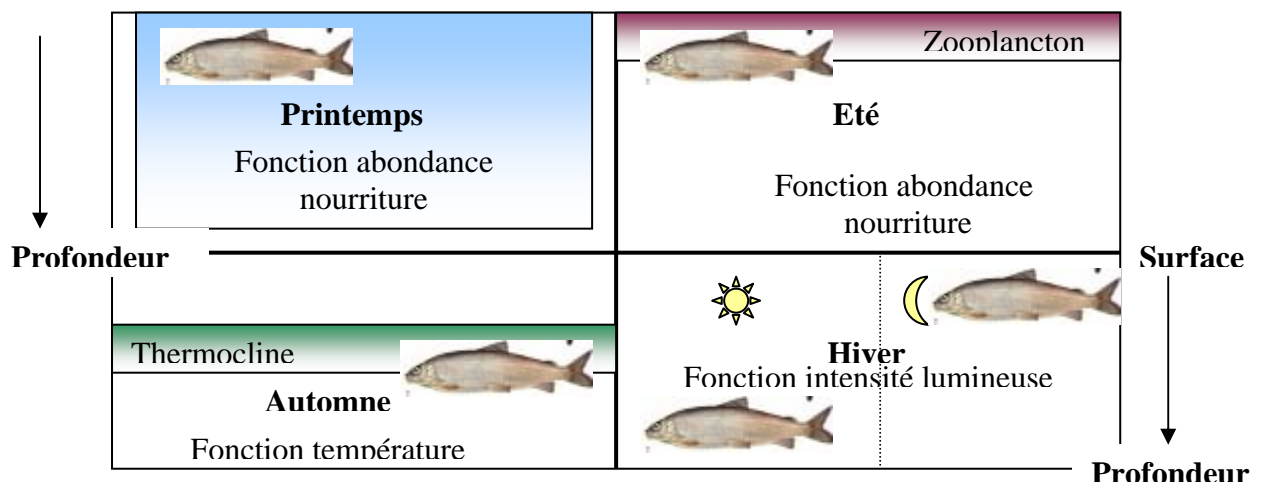


Figure 8 : schéma représentant la position du Corégone au cours des saisons.

3.2.2. Les facteurs influençant le comportement de prédation du corégone

Les modèles qui décrivent le comportement de nourrissage des poissons planctivores considèrent habituellement le taux de rencontre, le taux d'attaque, le taux de capture et le temps de manœuvre (Marchand *et al.*, 2002).

Pour les poissons planctivores, le taux de rencontre est plus important que le taux d'attaque ou que le temps de manœuvre car les organismes zooplanctoniques sont relativement petits, facilement capturés et avalés entiers.

Le taux d'attaque du zooplancton par le poisson est très variable. La recherche de nourriture varie en fonction de la densité de proies. A une densité élevée de zooplancton, le taux d'attaque et le temps de recherche diminuent. Le taux d'attaque sera alors variable avec la taille de la proie et le mouvement de celle-ci : si la taille de la proie augmente, le temps de recherche diminue, si les proies sont plus mobiles, elles augmentent leur vulnérabilité. Le taux d'attaque de certaines espèces (*Alosa pseudoharengus*, *Perca flavescens*, *Coregonus hoyi*) augmente avec la densité des proies jusqu'à un plateau, qui représente le taux de capture limite. La vitesse de nage augmente avec la biomasse des proies (Marchand *et al.*, 2002).

Les taux d'attaque varient aussi en fonction de différents facteurs abiotiques tels que l'intensité lumineuse et la température de l'eau.

Quand l'intensité lumineuse augmente, le taux d'attaque augmente car un plus grand volume d'eau est perçu par le poisson. La turbidité de l'eau réduit le taux d'attaque, non seulement en diminuant l'intensité lumineuse mais aussi en dispersant les particules en suspension.

La température de l'eau a une influence indirecte sur le taux d'attaque et sur le comportement de nourrissage du poisson en influençant le métabolisme du poisson et les demandes énergétiques. En effet, le taux d'attaque et la vitesse de nage augmentent avec la température de l'eau jusqu'à ce qu'une limite spécifique soit atteinte, liée aux contraintes physiologiques de chaque espèce (Marchand *et al.*, 2002).

Les préférences du prédateur changent avec le temps, un poisson change de nourriture en fonction de sa disponibilité. Mais aussi lorsque deux proies sont en proportion égale. En effet, le corégone peut faire la différence entre différentes proies qu'il préfère quand les populations planctoniques sont maximales (Pomeroy, 1994).

L'augmentation saisonnière de la biomasse de corégones a lieu pendant le printemps et au début de l'été (de mars à juillet). Cette augmentation correspond au pic d'abondance des cladocères, la proie majeure des corégones, en mai et juin dans la zone pélagique (Becker & Eckmann 1992 in (Appenzeller, 1998)). Un second pic d'abondance de nourriture du poisson est observé en octobre. De août à novembre, la biomasse de poisson décline de façon continue (Appenzeller, 1998).

3.3. Effets de la présence de poissons planctivores sur les communautés zooplanctoniques

Les rencontres avec la nourriture, les prédateurs et les individus de la même espèce se produisent à plusieurs moments. Il y a des variations circadiennes dans le comportement, particulièrement dans le fait de se nourrir, mais les trois se font dans le même intervalle de temps.

Un prédateur peut augmenter sa vitesse pour avoir plus de chance de rencontrer une proie et inversement, une proie peut ralentir pour réduire le taux de rencontre avec son prédateur.

La meilleure façon pour un prédateur de maximiser sa rencontre avec une proie est de nager à angles droits par rapport au mouvement de celle-ci, et la meilleure façon pour une proie de réduire les rencontres avec son prédateur est de nager dans la même direction que celui-ci.

De plus, la densité de distribution affecte la probabilité de rencontre et peut influencer l'évolution de la nage (Kerfoot, 1980).

Les poissons planctivores sont connus pour sélectionner leurs proies par la vue et sont dès lors reconnus comme un facteur directement responsable de l'extermination d'une grande partie des espèces du plus grand zooplancton qui sont alors remplacées par des espèces plus petites quand le stock de poisson augmente (Pomeroy, 1994 ; Rettig, 2003) (Fig. 9).

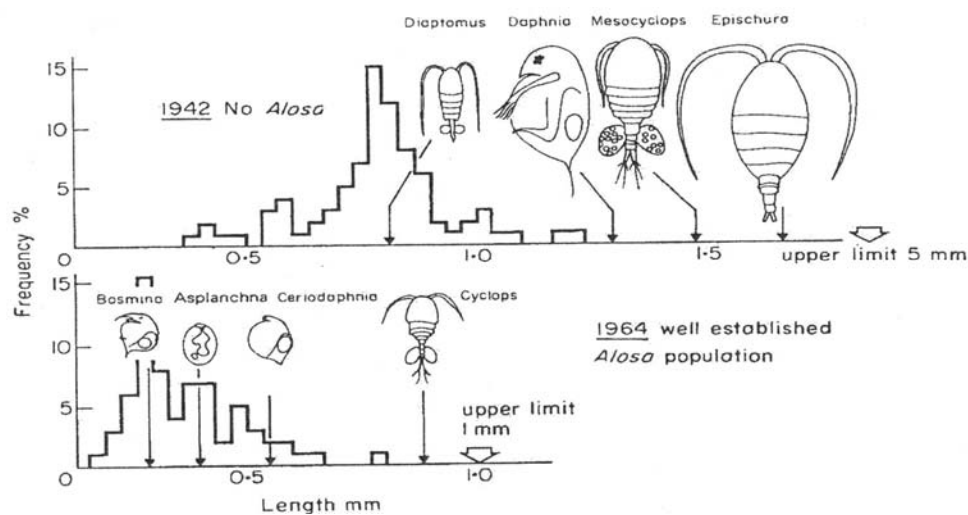


Figure 9 : composition des crustacés zooplanctoniques dans le Crystal Lake (Connecticut) avant et après l'introduction d'un poisson planctonophage : *Alosa aestivalis* (in Sohy, 2001).

Bien que les prédateurs peuvent avoir une croissance rapide en profit (= gain d'énergie par unité de temps) en sélectionnant de plus grandes proies, la détection des proies augmente alors avec la taille du corps de la proie (Pomeroy, 1994).

Les espèces de zooplancton occupent une place centrale dans les réseaux alimentaires lenticques. Les organismes zooplanctoniques de grande taille tels que *Daphnia* sont les proies préférées des prédateurs visuels et sont donc rares ou absents quand de tels poissons sont communs. Inversement, les petits organismes zooplanctoniques tels que *Bosmina* coexistent souvent avec de grandes quantités de poissons planctivores. Cependant, la présence de zooplancton de grande taille ne veut pas dire que le poisson est absent (Winder *et al.*, 2003).

L'extermination d'une proie est réellement causée par la mortalité seule, le manque de nourriture serait important dans le fait qu'il forcerait les individus à aller dans un endroit où ils deviennent moins vulnérables à la prédation (Elster & Ohle, 1985).

Une majeure partie de l'augmentation du stock de poissons est accompagnée par un changement dans la communauté zooplanctonique, incluant l'extinction de plusieurs espèces plus vulnérables, mais aussi par un changement des conditions alimentaires du zooplancton. Ceci n'implique pas nécessairement que les poissons soient responsables de l'extinction, ou qu'ils la causent directement en augmentant la mortalité d'une population de proies (Elster & Ohle, 1985).

L'impact de l'augmentation du stock de poissons sur le zooplancton dans les lacs eutrophes est indirect, puisque l'activité du poisson cause plus tard un enrichissement et une productivité plus élevée et augmente l'abondance d'espèces interférant avec les algues (Elster & Ohle, 1985).

En tenant compte de la cascade trophique, on peut dire qu'une augmentation de poissons planctivores tend à augmenter la biomasse de phytoplancton (Arner *et al.*, 1998 ; Matveev, 2000). En effet, la prédation du poisson réduit le taux de grazing du zooplancton. En présence de poisson planctivore, les communautés de zooplancton sont dominées par des petites espèces qui ont un plus grand taux d'excrétion de nutriments que le grand zooplancton. Le recyclage direct des nutriments par le poisson peut induire une augmentation de la biomasse de phytoplancton. En absence de poisson, les prédateurs macroinvertébrés peuvent réduire la densité de façon significative et changer la taille du zooplancton, qui peut avoir des répercussions sur les autres niveaux trophiques (supérieurs ou inférieurs) (Arner *et al.*, 1998).

De nombreuses études ont montré que la combinaison de la prédation et de la limitation des ressources régule les populations planctoniques et provoque des succession saisonnières (Arner *et al.*, 1998). La régulation de la ressource est à la base des chaînes alimentaires. La prédation, ou la régulation top-down, se manifeste par des effets négatifs entre les planctivores et la biomasse du zooplancton et entre le grand zooplancton et la biomasse de phytoplancton (Arner *et al.*, 1998).

Le nombre d'espèces et la densité générale du peuplement augmentent quand la ressource augmente. S'il y a compétition, les espèces coexistantes se spécialisent. S'il n'y a pas compétition, les espèces atteignent des densités de population plus élevées et utilisent une gamme plus grande de ressources, il y a élargissement de la niche écologique *sensu* Mac Arthur (Frontier & Pichod-Viale, 1998).

Il est possible d'estimer indirectement l'influence de la prédation sur le zooplancton en observant les adaptations mises en œuvre par ce dernier pour compenser les contraintes liées à la présence de poissons. Ces adaptations sont soit morphologiques (réduction de la taille à maturité, de la taille de la population), soit comportementales (migration verticale en eaux profondes durant la nuit). L'intensité de la réponse du zooplancton est proportionnelle à l'abondance des poissons (Thys, 2003).

La profondeur moyenne de résidence du zooplancton semble largement déterminée par la distribution verticale des poissons, elle-même dépendante de l'oxygénation, de la température et de la transparence de l'eau. La localisation des ressources dans la colonne d'eau est aussi déterminante. Le comportement migratoire est réduit voire absent lorsque les ressources nutritives sont abondantes en profondeur (Thys, 2003).

Dans les lacs profonds, le zooplancton peut éviter la prédation du poisson en restant dans le noir, dans un refuge en eaux profondes pendant le jour et donc peut coexister avec le planctivore (Winder *et al.*, 2003).

La vulnérabilité à la prédation des poissons semble varier d'une espèce de zooplancton à l'autre et d'une classe de taille à l'autre. Les individus plus grands et les femelles ovigères font des mouvements migratoires plus importants. Cette observation confirme l'idée que les individus plus grands et plus pigmentés sont des proies plus recherchées et montrent habituellement une grande amplitude de migration (Thys, 2003).

La quantité et la qualité de la nourriture varient pendant l'année et les conditions sont habituellement bonnes au printemps, diminuent en été et augmentent à nouveau en automne (Winder *et al.*, 2003). Les résultats de Winder *et al.* (2003) suggèrent que la prédation sélective par taille par les salmonidés contribue un peu au déclin à la moitié de l'été du grand zooplancton

4. Conclusion de la synthèse bibliographique

Dans les écosystèmes lentiqes, la prédation sélective joue un rôle majeur dans la composition des communautés de chaque niveau trophique (Fig. 10).

Les poissons piscivores déterminent la composition spécifique et la taille des poissons planctophages situés à un niveau inférieur du réseau trophique.

La prédation sélective des poissons et invertébrés sur le plancton influence les populations de zooplancton herbivore qui à leur tour contrôlent les quantités et les espèces du phytoplancton se concurrençant pour les nutriments. Ainsi, le taux de production primaire peut être modifié par une cascade trophique de processus de prédation sélective qui débute au sommet du réseau trophique (Tigny, 2000).

Ce travail va donc mettre l'accent sur l'étude de l'influence du *Coregonus lavaretus*, poisson planctophage, sur les communautés zooplanctoniques.

Afin de mener à bien ce projet, des cycles de prélèvements d'une durée de vingt-quatre heures seront réalisés. Ceux-ci se feront à l'intérieur et aux alentours du package. Un échantillonnage sera pratiqué dans une cage éclairée et un autre dans une cage dépourvue de lumière artificielle.

Ces différents échantillons nous permettront de mettre en évidence la localisation des espèces du zooplancton dans la colonne d'eau. Des alevins de corégones seront aussi capturés afin de déterminer la composition zooplanctonique de leur contenu stomacal en fonction de l'heure du prélèvement.

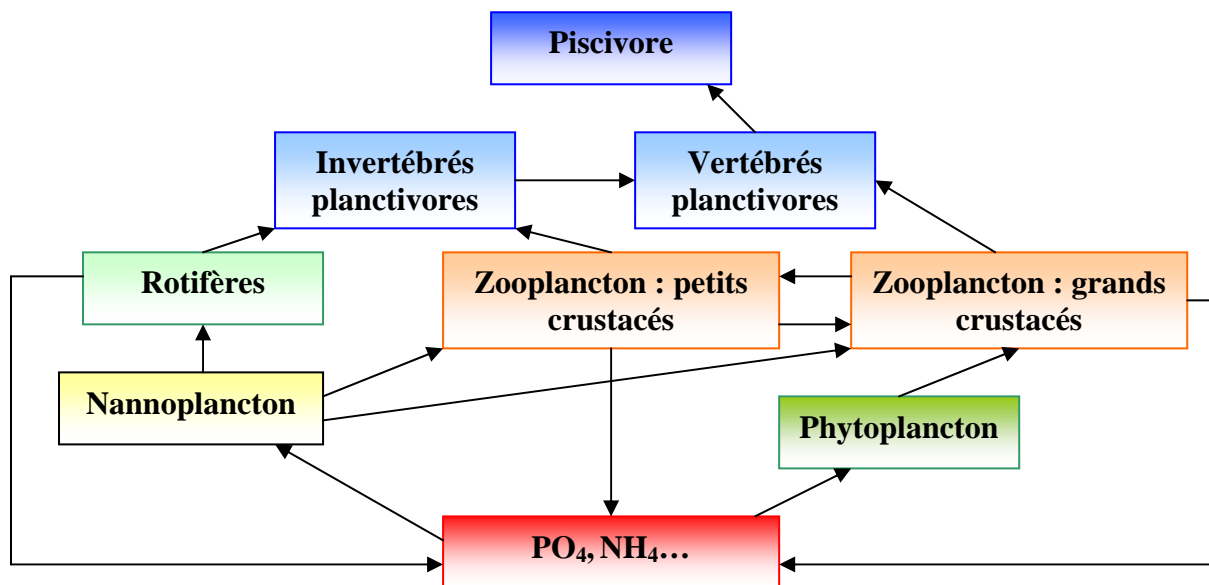


Figure 10 : modèle conceptuel du réseau trophique existant dans un lac typique (Carpenter *et al* (1985) in Pitcher & Hart, 1996).

Matériel et méthodes

Matériel et méthodes

1. Méthodes d'échantillonnage

Des cycles de prélèvement d'une durée de vingt-quatre heures sont réalisés à l'intérieur et aux alentours du pacage.

1.1. Les alevins

Afin de permettre l'analyse du régime alimentaire, des corégones lavaret sont capturés dans le pacage lacustre de Robertville (Fig. 11). Celui-ci comprend quatre cages de deux mètres de diamètre et de trois mètres de profondeur. Ces quatre cages sont de forme cylindrique et sont équipées de lampes immergées de 100 watts et d'un système d'alimentation automatique assurant aux poissons un nourrissage en continu.



Figure 11 : pacage lacustre de Robertville.

Lors des cycles, dix alevins sont prélevés à l'aide d'une épuisette toutes les quatre heures (Fig. 12). Un échantillonnage est pratiqué dans une cage éclairée et un autre dans une cage dépourvue de lumière artificielle. Les individus récoltés font l'objet d'une dissection et leur estomac est placé dans du formol 5% pour l'analyse en laboratoire.

En dehors de ces deux cycles, un prélèvement de dix poissons se fait toutes les semaines et ceci dans les deux cages afin de suivre leur croissance en pacage lacustre.



Figure 12 : alevins dans une cage.

1.2. Le zooplancton

Les échantillons sont prélevés à l'aide d'une trappe de Schindler de 10 litres équipée d'un filtre de 80 μm (Fig. 13). Les échantillons sont réalisés sur les mêmes cages que celles des prélèvements d'alevins, et ceci à un mètre de profondeur.

Un profil vertical est pratiqué à une vingtaine de mètres du pacaie (Fig. 14). Celui-ci est divisé en sept profondeurs distinctes : 0, 1, 2.5, 5, 7.5, 10 et 12,5 mètres.

Tous les prélèvements sont effectués en triplicatas.



Figure 13 : trappe de Schindler.



Figure 14 : prélèvements pour le profil vertical.

La trappe de Schindler est un dispositif présentant plusieurs avantages tels que la collecte de grands volumes ainsi que le prélèvement et la filtration simultanée. Son avantage principal est le fait qu'elle perturbe au minimum la colonne d'eau.

Ce dispositif se présente sous la forme d'un parallélépipède rectangle en plexiglas fixé à une corde. Le plancher et le toit basculent librement autour d'un axe, soit sous l'action de la pression de l'eau au moment de la plongée, soit sous l'action de la traction exercée sur la corde une fois la profondeur voulue atteinte. La face avant est percée d'un trou de 6.9 cm s'ouvrant sur un tube latéral en plexiglas destiné à la fixation du dispositif filtrant (Viroux, 2000).

Le matériel filtrant prend la forme d'un manchon de nylon cousu et renforcé par une sangle. Ce manchon est solidement fixé, au moyen d'un collier de serrage métallique, à l'unité filtrante en PVC. Celle-ci est composée d'un cylindre court et d'un filtre retenant les organismes (Viroux, 2000).

La traction légère sur la corde referme les cloisons supérieure et inférieure de la trappe, forçant le passage de l'eau à travers l'orifice latéral, le manchon, et finalement le filtre. Une fois la trappe remontée à la surface, le manchon est rincé avec un peu d'eau du lac, l'unité de filtration est ensuite démontée, le filtre est enlevé pour être rincé à l'eau du lac dans un flacon en PVC de 100 ml (Viroux, 2000). Les échantillons sont ensuite fixés au Lugol et additionnés de formol pour leur préservation à long terme.

2. Mesures effectuées

2.1. Mesures effectuées sur le terrain

Plusieurs paramètres de l'eau sont suivis de façon continue au niveau du pacage grâce à une sonde multiparamétrique Ysi Escolab. Cet appareil a été programmé de façon à avoir une donnée de température (en °C), d'oxygène dissous (en % de saturation et en mg/l), de pH et de conductivité (en $\mu\text{S}/\text{cm}$) toutes les quinze minutes.

2.2. Longueur et poids des alevins

Les alevins prélevés sont mesurés. La longueur totale ainsi que la longueur à la fourche sont prises à l'aide d'une latte graduée au mm près. La première correspond à la longueur séparant l'extrémité antérieure de la tête et l'intersection avec la perpendiculaire descendue du rayon le plus long de la nageoire caudale (Mamcarz, 1986 in Herin, 2003). La seconde longueur correspond à la mesure séparant l'extrémité antérieure de la tête et l'intersection avec la perpendiculaire descendue à la fourche (Fig. 4 et fig. 15).

Tous les poissons sont pesés à l'aide d'une balance digitale (DELTARANGE[®], Mettler AE 260) (Fig. 16) avec une précision au dixième de mg.

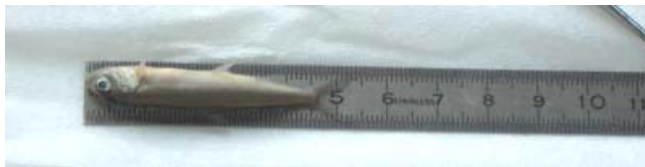


Figure 15 : mesure d'un alevin.



Figure 16 : balance digitale utilisée lors de la pesée des alevins.

Une estimation de la croissance est aussi faite à partir du poids des alevins. Le taux de croissance spécifique (SGR pour Specific Growth Rate) est calculé à partir de ce poids, et est exprimé en %/jour.

$$\text{SGR} = 100 \times (\ln P_f - \ln P_i) / (t_f - t_i)$$

P_f (g): poids au temps t_f

P_i (g): poids au temps t_i

Du fait que les poissons ont séjourné dans du formol (concentration 5%), le poids et la longueur des individus ont été modifiés. D'après Mergen (2002), la longueur au moment de la mesure correspond à 96% de la longueur initiale et le poids final correspond à 120% du poids au moment de la capture du poisson.

2.3. Les contenus stomacaux des alevins

Les alevins formolés sont disséqués en laboratoire et le tube digestif est sectionné de part et d'autre des sphincters délimitant l'estomac et ce dernier est retiré (Fig. 17). Au moyen d'une paire de ciseaux, la paroi stomacale est incisée et le contenu est placé dans un flacon d'une solution de formol 5% de volume connu. Avant son analyse sous microscope, le flacon est agité manuellement de façon à garantir une bonne homogénéisation de l'échantillon.

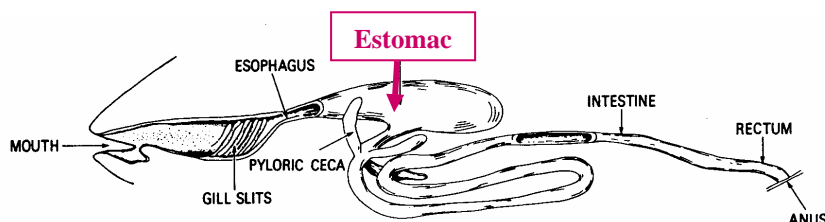


Figure 17 : forme et structure du tube digestif d'un Téléostéen (*Perca fluviatilis*) (Pitcher & Hart, 1996).

Une fraction du flacon est prélevée à l'aide d'une micropipette munie d'un tips de section large évitant d'endommager les organismes planctoniques. La fraction est ensuite placée dans une boîte de Pétri dont le fond constitué d'un quadrillage gravé dans le plastique facilite le dénombrement des organismes. Enfin, on additionne au sous-échantillon une petite quantité d'eau déminéralisée en vue d'obtenir une répartition homogène des organismes sur toute la surface de la boîte de Pétri.

La fraction de volume connu est observée au microscope inversé (LEICA®, modèle DMIL) (Fig. 18) aux grossissements allant de 40 à 200 fois. L'étape suivante est la détermination et le comptage de tous les organismes présents. Pour ce faire les clés de détermination de (Harding & Smith (1974), Pontin (1978), Amoros (1984) et Pourriot & Francez (1986)) ont été utilisées.

Il est important de se familiariser avec les différentes clés et de repérer les caractéristiques anatomiques déterminantes qui permettront par la suite l'identification du plancton parfois endommagé par les sucs gastriques de la digestion. Cet « entraînement » s'est fait sur du zooplancton non digéré prélevé dans le lac.



Figure 18 : microscope inversé utilisé lors du comptage et de la détermination des organismes planctoniques.

2.4. Le zooplancton

L'analyse du zooplancton est également effectuée par comptage des individus au microscope inversé (LEICA[®], modèle DMIL). Tous les organismes zooplanctoniques ont été déterminés à l'aide des clés citées précédemment.

Afin de comparer la taille des individus rencontrés dans la cage sans lampes et dans le lac, quarante Bosminidae, quarante Copépodes cyclopoïdes et quarante Daphniidae sont mesurés à l'aide d'un micromètre gradué.

3. Analyse des contenus stomacaux

Deux méthodes d'analyse sont retenues : la méthode d'occurrence et la méthode d'abondance. Le calcul d'indice de sélectivité de Chesson est aussi effectué.

3.1. Méthode d'occurrence (ou de fréquence)

On comptabilise le nombre d'estomacs contenant un ou plusieurs individus de la catégorie analysée. Le nombre obtenu, rapporté au nombre total d'estomacs non vides, permet de calculer l'indice d'occurrence s'exprimant par la relation suivante :

$$I_o = (N_a / N_t) \times 100$$

I_o : l'indice d'occurrence

N_a : le nombre d'estomacs dans lesquels une catégorie est présente

N_t : le nombre d'estomacs non vides

L'avantage de cette méthode est de permettre une appréciation qualitative rapide des préférences alimentaires du poisson. Son désavantage réside dans l'absence d'indications concernant les proportions relatives des diverses catégories d'aliments au sein du régime de l'espèce.

3.2. Méthode d'abondance (ou numérique)

On compte le nombre de représentants de chaque catégorie d'aliments pour chaque estomac non vide. Le nombre obtenu sera exprimé en pourcentage par rapport au nombre total de représentants de toutes les catégories d'aliments. L'indice d'abondance s'exprime par la relation suivante :

$$I_a = (N_x / N_{xt}) \times 100$$

I_a : l'indice d'abondance

N_x : le nombre d'individus appartenant à la catégorie d'aliments x

N_{xt} : le total des nombres d'individus toutes catégories confondues

Cette approche permet de fournir une appréciation plus quantitative du régime alimentaire du poisson considéré. Néanmoins, elle ne tient pas compte de la biomasse des différentes catégories d'aliments, risquant ainsi d'exagérer l'importance prise par les individus de petite taille en densité élevée dans un échantillon sans pour autant représenter une fraction majoritaire de son volume.

3.3. Indice de sélectivité de Chesson (Lampert & Sommer, 1997)

Des indices de sélectivité sont calculés sur base des contenus stomacaux moyens de tous les individus capturés le même jour et de la composition zooplanctonique moyenne présente dans le lac ce même jour au niveau du pacage. Il est important de rappeler que cette méthode ne tient pas compte de la variabilité interindividuelle des contenus stomacaux ni de la profondeur à laquelle les poissons ont été capturés.

L'indice de sélectivité est celui de Chesson développé en 1978, il s'exprime par la formule suivante :

$$\alpha = (r_i / p_i) / [(r_i / p_i) + (r_j / p_j)]$$

α : l'indice de sélectivité

r_i : le nombre moyen d'individus de la catégorie de proies **i** dans les contenus stomacaux du jour considéré

p_i : le nombre moyen d'individus (m^{-3}) de la catégorie de proies **i** dans l'eau du lac le jour considéré

r_j : le nombre moyen d'individus de la catégorie de proies **j** dans les contenus stomacaux du jour considéré

p_j : le nombre moyen d'individus de la catégorie de proies **j** dans les contenus stomacaux du jour considéré

Cet indice varie de 0 (sélection négative) à 1 (sélection positive). Quand l'indice est égal à 0.5, cela signifie que l'aliment est mangé sans aucune sélection et est simplement choisi pour son abondance.

4. Traitement des données

Les analyses statistiques sont réalisées à l'ordinateur à l'aide du logiciel Statistica (StatSoft) et Excel (Microsoft).

Un test de Hartley préalable permet de déterminer si les variances peuvent être considérées comme homogènes.

L'Anova II a pour but de vérifier si chacun des facteurs retenus a ou non une influence sur la caractéristique mesurée. On se posera alors différentes questions :

- est-il possible de mettre en évidence la présence d'au moins une moyenne différente des autres ?
- Est-il possible de mettre en évidence un effet du facteur x ?
- Est-il possible de mettre en évidence un effet du facteur y ?
- ...
- Est-il possible de mettre en évidence la présence d'une interaction entre le facteur x et le facteur y ?
- ...

Le test de Student permet de calculer des probabilités relatives à des populations dont tout est inconnu au départ, en tenant compte de la variabilité de l'estimation de la moyenne et de la variance. Les moyennes de deux échantillons indépendants seront comparées afin de déterminer si elles sont égales ou non.

Résultats et discussion

1. Evolution des paramètres physico-chimiques au niveau du pacage : la température et la concentration en oxygène dissous

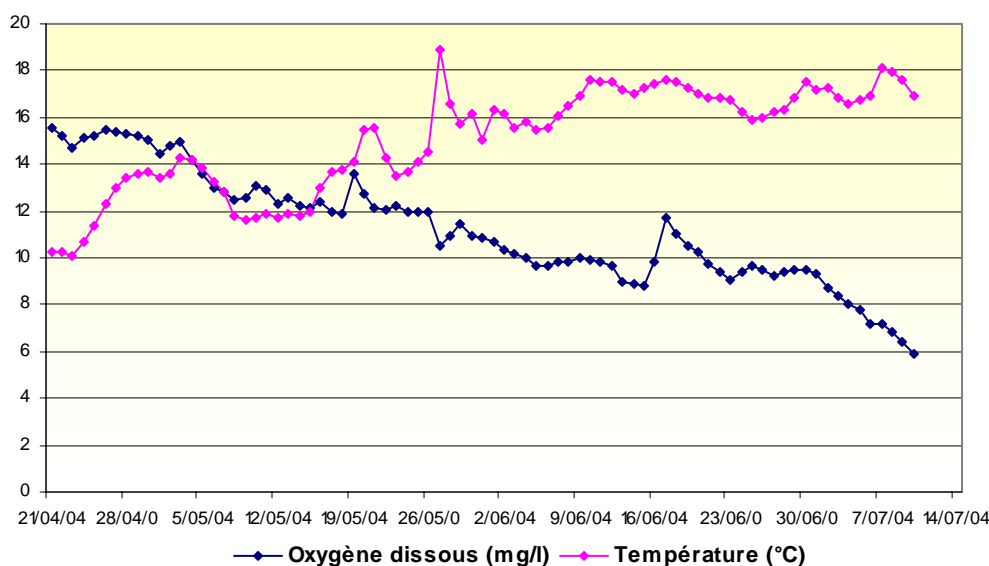


Figure 19 : évolution de la température (°C) et de la concentration en oxygène dissous (mg/l) en surface de l'eau au niveau des cages dans le lac de Robertville depuis le 21 avril 2004 jusqu'au 10 juillet 2004, date du lâcher des corégones.

Durant toute la période du relevé des données, la température et la concentration en oxygène dissous ont tendance à évoluer de façon inverse. En effet, la température augmente et occasionne une diminution de la concentration en oxygène dissous en surface.

Les valeurs d'oxygène dissous restent supérieures à 4 mg/l, valeur pouvant être considérée comme dangereuse pour les corégones. Il faut tout de même remarquer que la concentration diminue fortement au mois de juillet pour atteindre une valeur inférieure à 6 mg/l. Ces relevés, réalisés en surface, ne sont pas représentatifs de ce qui se passe réellement en profondeur.

En effet, la couche d'eau en contact avec l'atmosphère échange avec cette surface l'oxygène contenu dans cette dernière. L'action du vent provoque un brassage de l'eau jusqu'à une certaine profondeur et répartit ainsi l'oxygène reçu de la surface. Les producteurs primaires, se trouvant essentiellement dans la zone photique, dégagent de l'oxygène au cours du processus photosynthétique. Si on considère que la zone photique correspond à la couche d'eau supérieure, on peut dire que c'est à ce niveau que la biomasse algale est la plus forte le jour et donc que les concentrations en oxygène sont les plus importantes.

Même si les valeurs ont tendance à diminuer en période estivale, les conditions ne deviennent anoxiques qu'à partir de 10 m de profondeur pendant le mois d'août (Mergen, 2002).

La faible température de l'eau (environ 10°C), enregistrée à certaines dates, provoque une diminution de la vitesse de déplacement des alevins et de réactions vis-à-vis des proies (Ponton, 1989). Le volume d'eau exploré par unité de temps pour la recherche de nourriture ainsi que l'efficacité dans les captures se trouvent donc réduits.

La température létale de 22°C n'est pas atteinte puisque les valeurs relevées ne dépassent pas les 20°C en surface. Les couches inférieures sont moins chaudes et constituent donc un environnement plus frais et adapté à la vie des corégones. Ces couches sont rejointes par les individus lors de leur lâcher dans les eaux du lac de Robertville.

2. Croissance des alevins de corégones

2.1. Croissance en taille et en poids

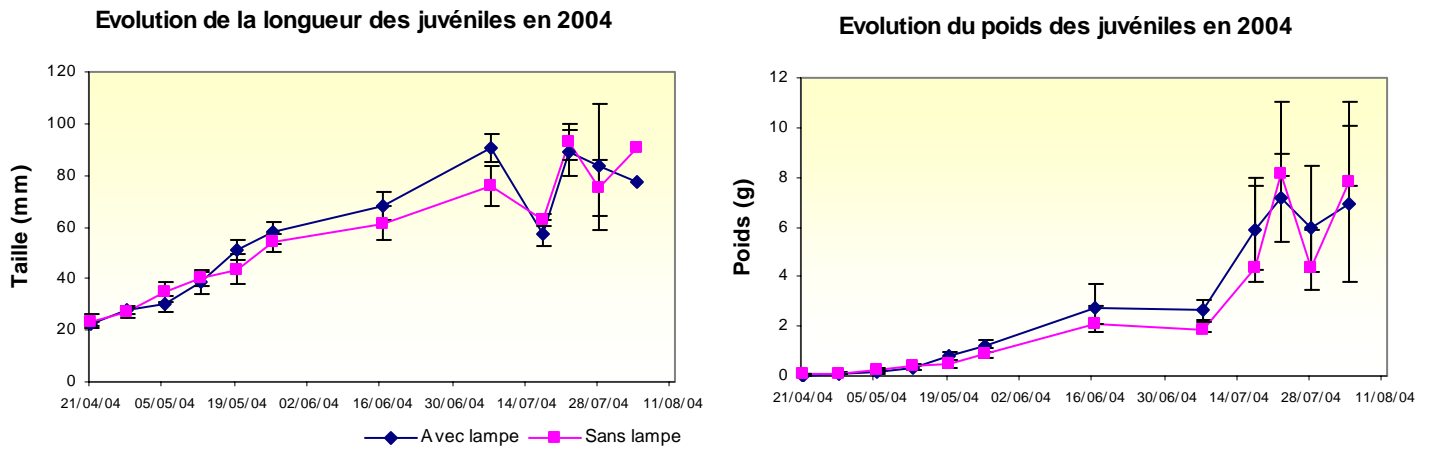


Figure 20 et 21 : évolution de la longueur totale et du poids des alevins de corégones provenant d'Emptinne et de Tihange entre le 21 avril et le 4 août 2004 au lac de Robertville.

Les alevins évoluent de manière semblable qu'ils soient dans une cage éclairée ou non. En effet, on n'observe pas de grandes différences bien que les poissons en cage éclairée soient sensiblement plus gros et plus grands au cours du temps.

2.2. Taux de croissance spécifique

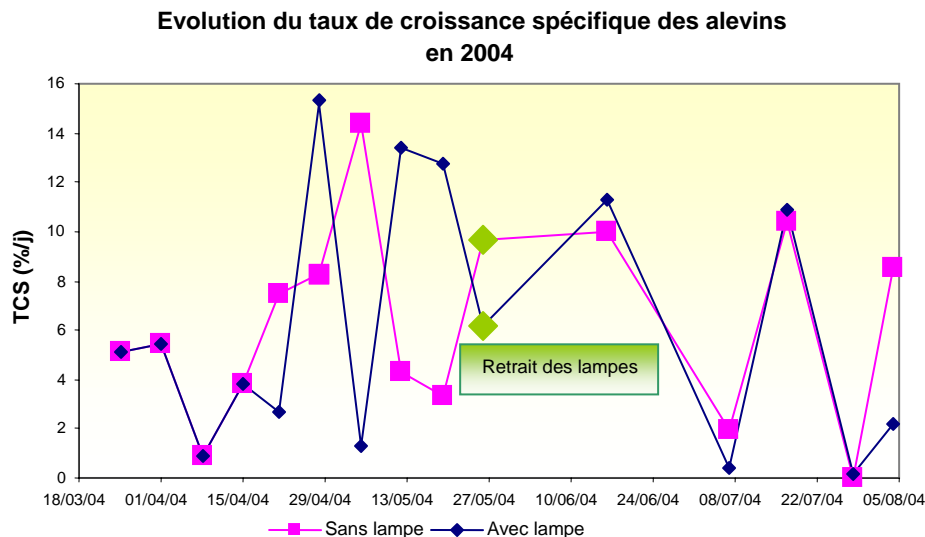


Figure 22 : évolution du taux spécifique de croissance pour les alevins entre le 18 mars et le 4 août 2004 au pacage de Robertville.

Le taux de croissance spécifique des poissons évoluant dans un environnement éclairé ou non varie fortement à partir du 16 avril, date correspondant au largage des alevins dans le pacage de Robertville, il évolue ensuite de façon parallèle dans les deux types de milieu à partir du retrait des lampes.

Après un suivi des alevins de corégones entre le 18 mars et le 7 août 2004, les résultats obtenus sur l'évolution en taille et en poids révèlent que les juvéniles en cage éclairée sont légèrement plus grands et plus gros tout au long des mesures que ceux se trouvant dans les cages dépourvues de lumière artificielle.

Cette différence de mensurations peut être due au fait que les lampes attractives pour le zooplancton procurent une source supplémentaire de nourriture pour les alevins, et donc une meilleure croissance.

En effet, ces lampes procurent de nouvelles conditions environnementales aux alentours des cages d'élevage. Ces conditions ont un impact sur le comportement des poissons présents dans les cages éclairées et autour de celles-ci, ainsi que sur les relations entre les organismes aquatiques (Mamcarz, 1995). De plus, cette méthode permet l'utilisation de ressources alimentaires naturelles.

Le taux de croissance (TCS) spécifique des poissons évoluant dans un environnement éclairé ou non varie fortement à partir du 16 avril, date correspondant au largage des alevins dans le pacage de Robertville, il évolue ensuite de façon parallèle dans les deux types de milieu à partir du retrait des lampes.

On constate que le TCS montre de grandes variations tout au long de l'élevage en pacage lacustre. Ceci peut être dû à la méthode d'échantillonnage. Étant donné que les alevins sont pris de façon aléatoire dans les cages, il se peut que les dix individus prélevés chaque fois présentent de fortes différences morphologiques. Ces différences occasionnent des grands écart-types. Et donc d'une semaine à l'autre, nous n'obtenons pas une évolution linéaire du taux de croissance des alevins.

3. Analyse des contenus stomacaux

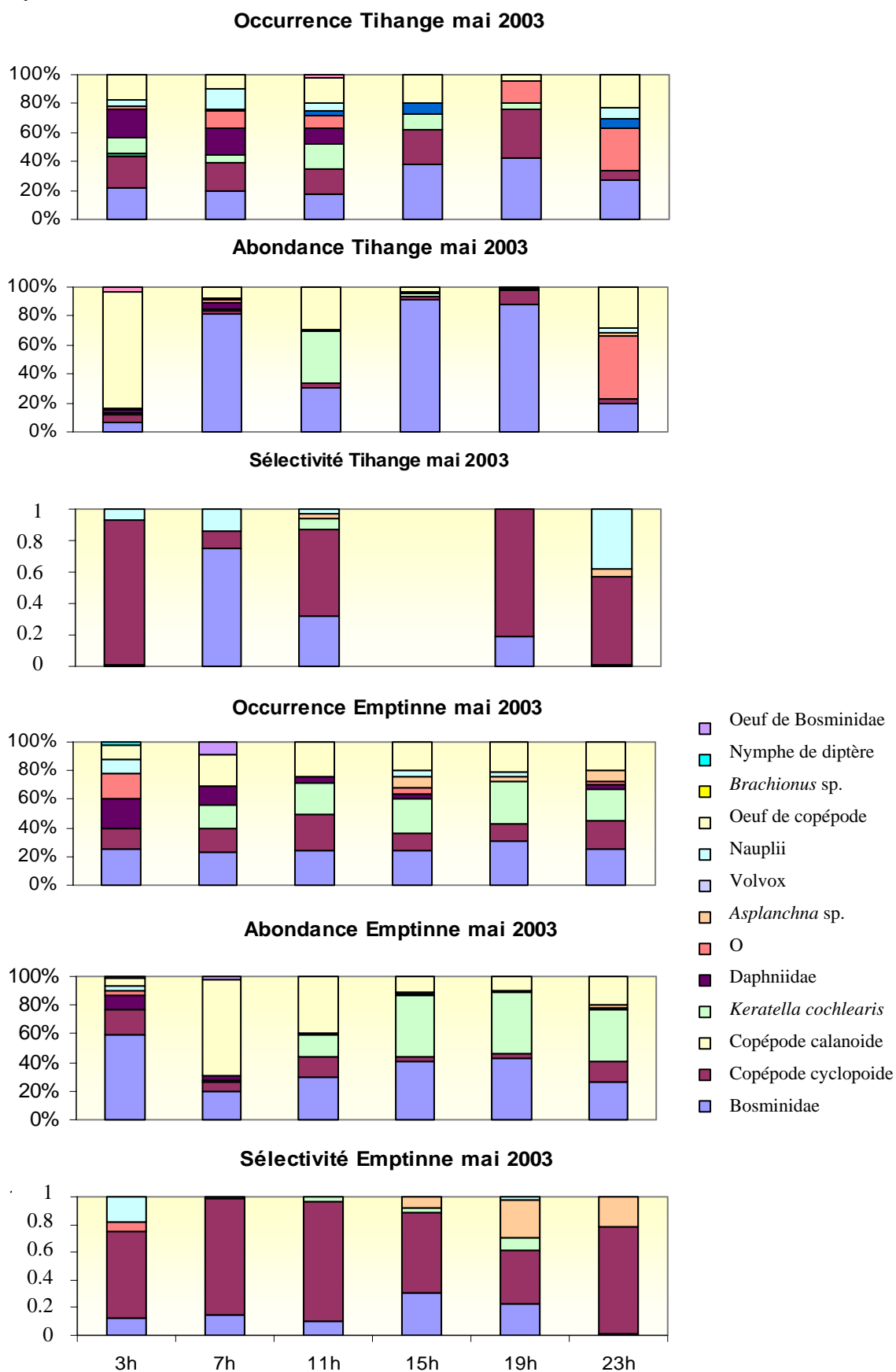


Figure 24 : comparaison des contenus stomacaux d'alevins de *C. lavaretus* élevés en eau chaude (Tihange) et en eau froide (Emptinne) et prélevés en mai 2003.

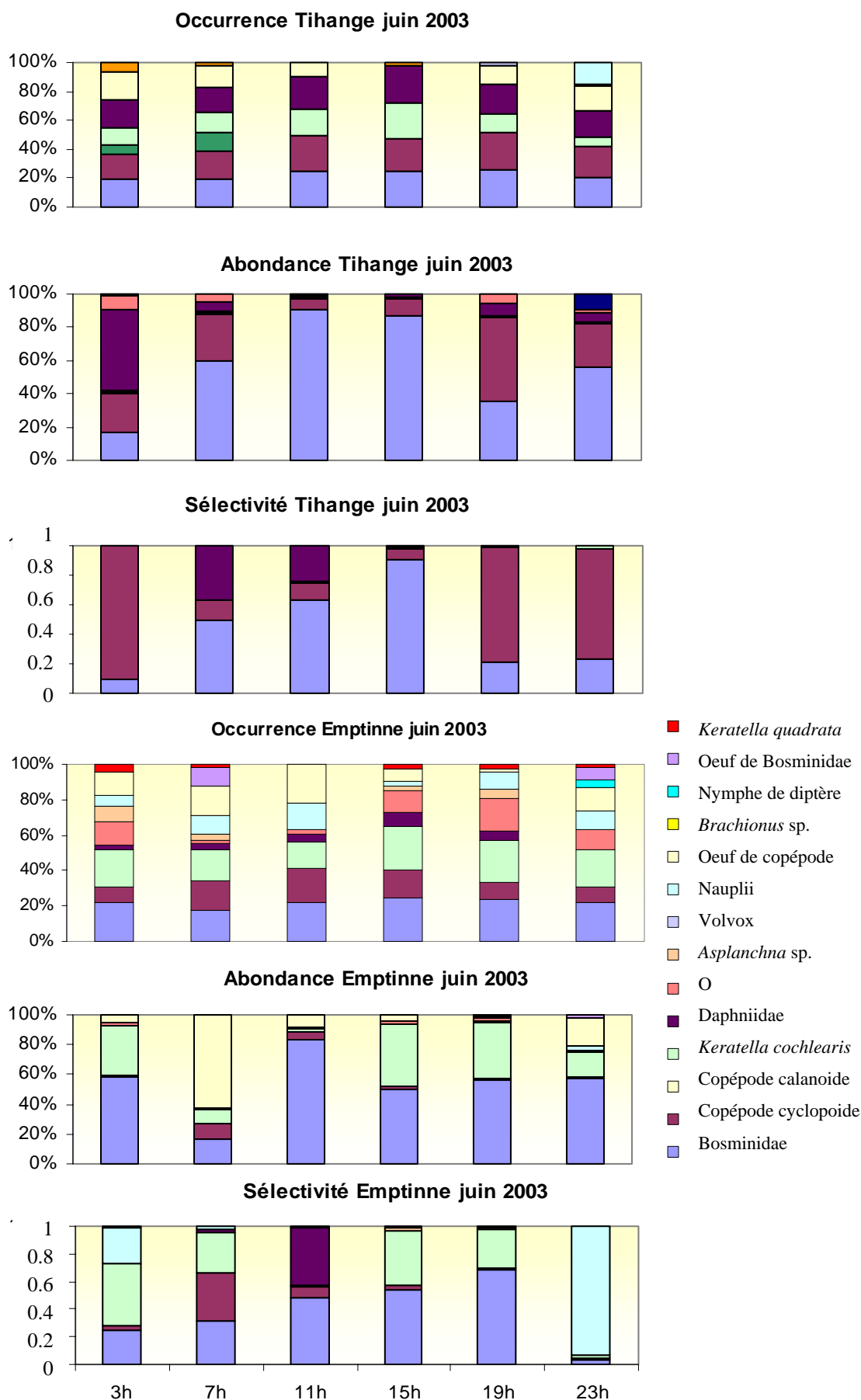


Figure 25 : comparaison des contenus stomacaux d'alevins élevés dans *C. lavaretus* élevés en eau chaude (Tihange) et en eau froide (Emptinne) et prélevés en juin 2003.

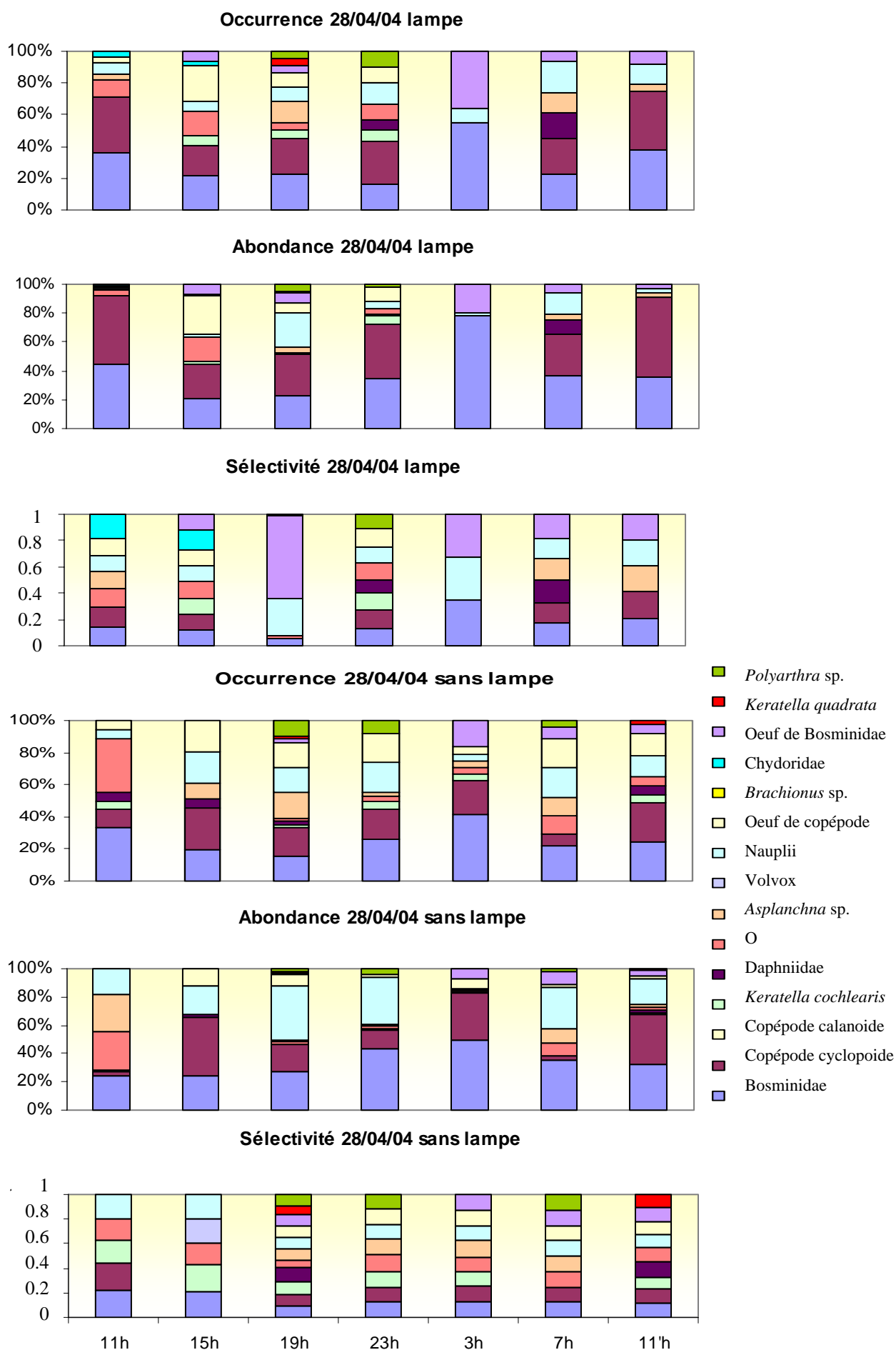


Figure 26 : comparaison des indices pour les alevins de *C. lavaretus* du 28 avril provenant de deux cages avec et sans lampes.

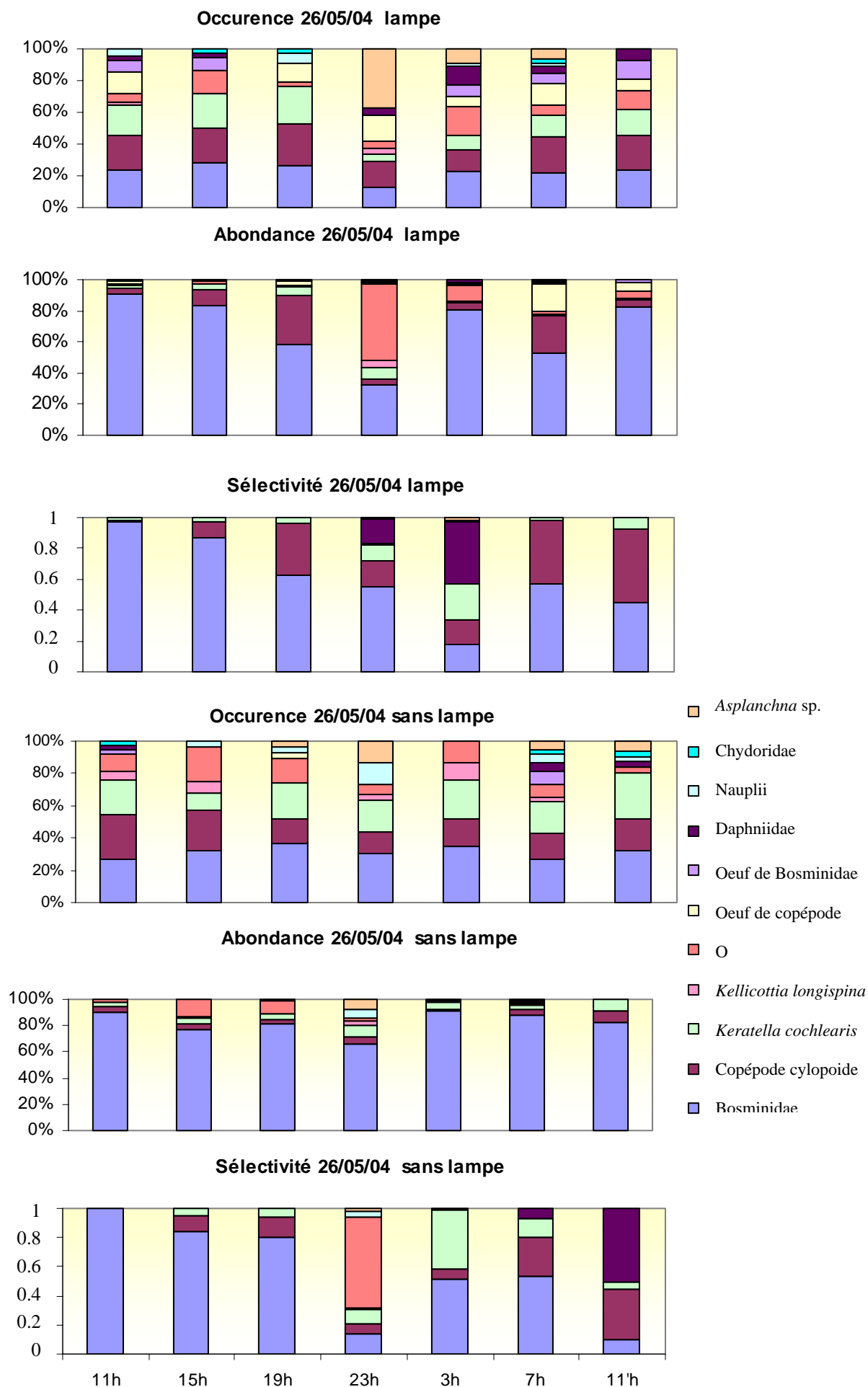


Figure 27 : comparaison des indices pour les alevins de *C. lavaretus* du 26 mai provenant de deux cages avec et sans lampes.

Rem. : le O rencontré sur les graphes est le symbole que nous avons utilisé lors des comptages afin de « nommer » un organisme non identifié. Une photographie de celui-ci se trouve sur la figure 23. Plusieurs hypothèses ont toutefois été émises au sujet de son identité. Après un bain d'acide (de l'eau oxygénée d'abord et de l'acide nitrique ensuite), aucune altération n'a pu être observée. L'hypothèse que nous avons gardée est celle qui consiste à dire qu'il s'agirait d'un œuf de durée de Chydoridae, mais aucune vérification n'a pu être opérée.

En 2003, les indices d'occurrence (Fig. 24 et 25) calculés grâce à la formule de Hyslop pour les corégones lavaret prélevés dans le lac de Robertville révèlent plusieurs catégories d'aliments principaux figurant dans une grande partie des estomacs analysés. Parmi ces catégories, on trouve les Bosminidae, les copépodes cyclopoides, *Keratella cochlearis*, les Daphniidae, les œufs de copépode et de cladocère, les nauplii, les O et les *Asplanchna* sp.

Deux de ces catégories sont éliminées : les œufs de copépode et de cladocère car la présence de ceux-ci est essentiellement causée par la digestion qui provoque l'éparpillement des œufs contenus dans les sacs ovigères des copépodes. La digestion des Bosminidae et des Daphniidae libère les œufs contenus. Etant donné que les œufs sont protégés par une paroi, ils sont plus difficilement digérables par le poisson que les organismes les portant. Le cas des O ne sera pas développé puisqu'aucune certitude n'est donnée quant à son identité.

En mai 2003 (Fig. 24), l'analyse des contenus stomacaux révèle que les alevins provenant de Tihange ingèrent de plus grands individus que ceux venant d'Emptinne. En effet, on peut voir une dominance de Bosminidae chez les premiers et la présence de taxa plus petits chez les seconds. Ceux-ci avalent, en plus des Bosminidae, des œufs de copépodes et *Keratella cochlearis*.

En juin 2003 (Fig. 25), l'observation citée précédemment peut à nouveau se faire. En effet, le contenu stomacal des alevins de Tihange contient essentiellement des copépodes et des Bosminidae, alors que l'analyse des autres poissons révèle la présence de plus petits organismes comme les nauplii et *Keratella cochlearis*. De plus, les alevins provenant d'Emptinne semblent avoir une alimentation plus diversifiée.

Les graphiques présentés à la figure 25 mettent aussi en évidence une différence dans le régime alimentaire des deux groupes d'alevins de corégones. En effet, les individus plus petits d'Emptinne ingèrent de plus petites proies que les corégones plus grands provenant de Tihange.

Les indices de sélectivité, présentés à la figure 25, nous montrent une sélectivité importante pour les copépodes cyclopoides et ceci pour les deux catégories de poissons.

D'un point de vue général, on peut donc dire que durant cette période de l'année le régime alimentaire des lavarets est surtout composé de Bosminidae, de copépodes cyclopoides et de rotifères comme *Keratella cochlearis*. On sait que le zooplancton ingéré par le corégone est sélectionné en fonction de sa taille (Cretenoy & Gerdeaux, 1996). On peut voir aussi qu'au fur et à mesure que les copépodes grossissent, le nombre de proies facilement ingérables diminue. Comme les copépodes deviennent moins accessibles, les poissons se tournent vers les Bosminidae plus abondants et plus faciles à capturer. Ce changement de proie est lié à un ajustement du comportement alimentaire vis-à-vis de la ressource.

Une remarque importante doit néanmoins être faite, la présence importante d'une proie dans les estomacs ne traduit pas son abondance absolue, seulement son existence dans le milieu et son accessibilité par rapport à d'autres proies (Gerdeaux, 2002).

En 2004 (Fig. 26 et 27), la présence de lampes attractives n'influence apparemment pas le régime alimentaire du *Coregonus lavaretus* puisque les différents graphiques illustrant les analyses stomacales ne montrent pas de différences déterminantes.

En avril, dans la cage non éclairée artificiellement, les alevins vont sélectionner tous les taxa avec la même intensité.

En mai, les Bosminidae dominent quantitativement l'alimentation des corégones dans les deux milieux.

4. Evolution nycthémerale du zooplancton

4.1. Zooplancton total pour les trois sites de prélèvement en 2003

4.1.1. Cycle du 15 mai 2003

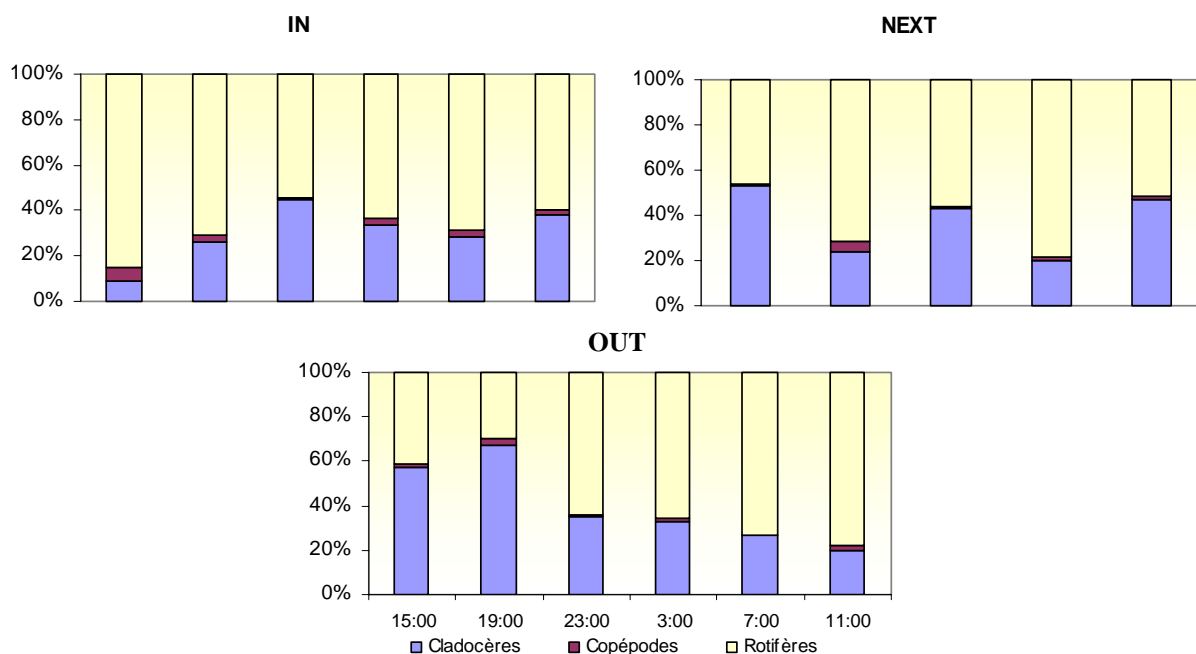


Figure 28 : cycle nycthémerale d'évolution du zooplancton du 15 mai 2003 sur trois sites de prélèvements (IN, NEXT et OUT).

4.1.2. Cycle du 4 juin 2003

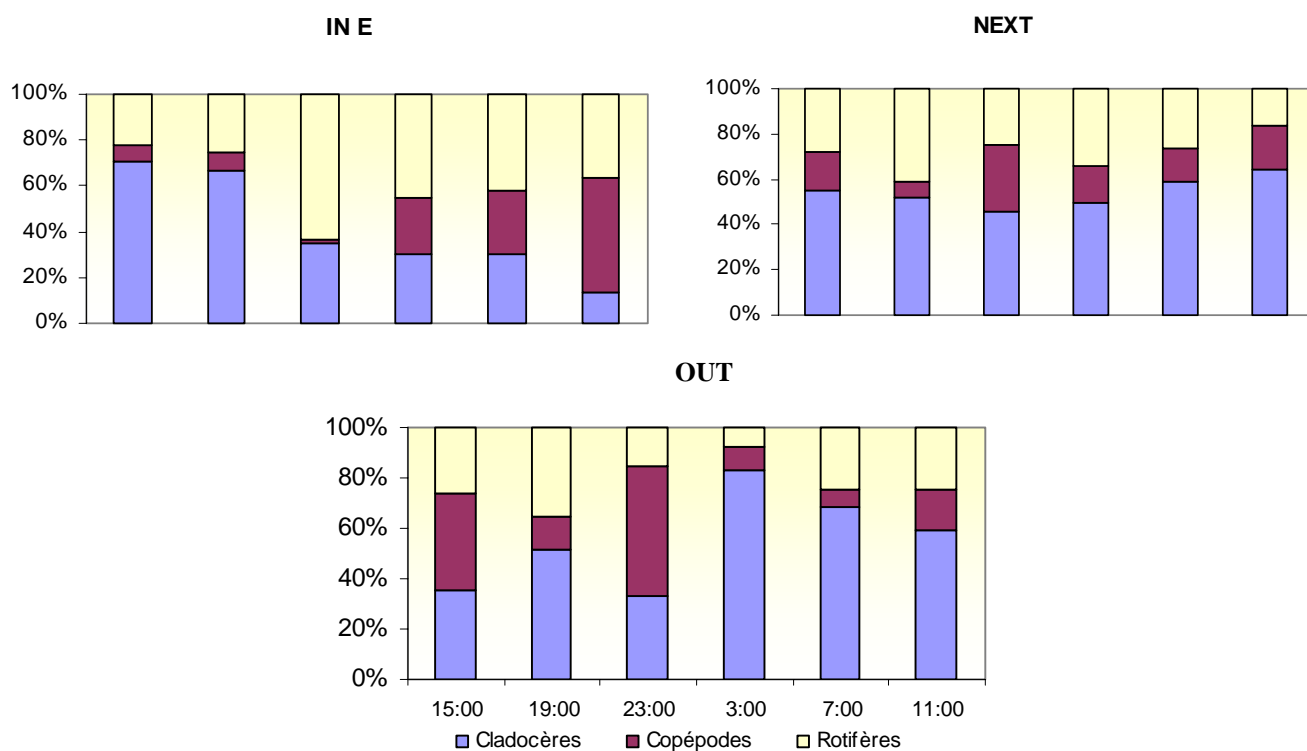


Figure 29 : cycle nycthémerale d'évolution du zooplancton du 4 juin 2003 sur trois sites de prélèvements (IN, NEXT et OUT).

Au mois de mai (Fig. 28), on observe une dominance de cladocères et de rotifères. En juin (Fig. 29), les copépodes s'ajoutent aux autres taxa. Cela peut s'expliquer par le fait que les nauplii, consommés en mai, ont laissé la place aux copépodes adultes qui ne sont pas choisis par les alevins encore trop petits pour ce genre de proie.

Sur les graphiques présentés aux figures 28 et 29, nous pouvons observer un effet de la sélectivité des alevins de corégones sur le zooplancton. En effet, la proportion de rotifères est plus importante dans les cages qu'à l'extérieur de celles-ci, surtout pour le mois de juin.

4.2. Zooplancton prélevé lors des deux cycles : le 28 avril et le 26 mai 2004

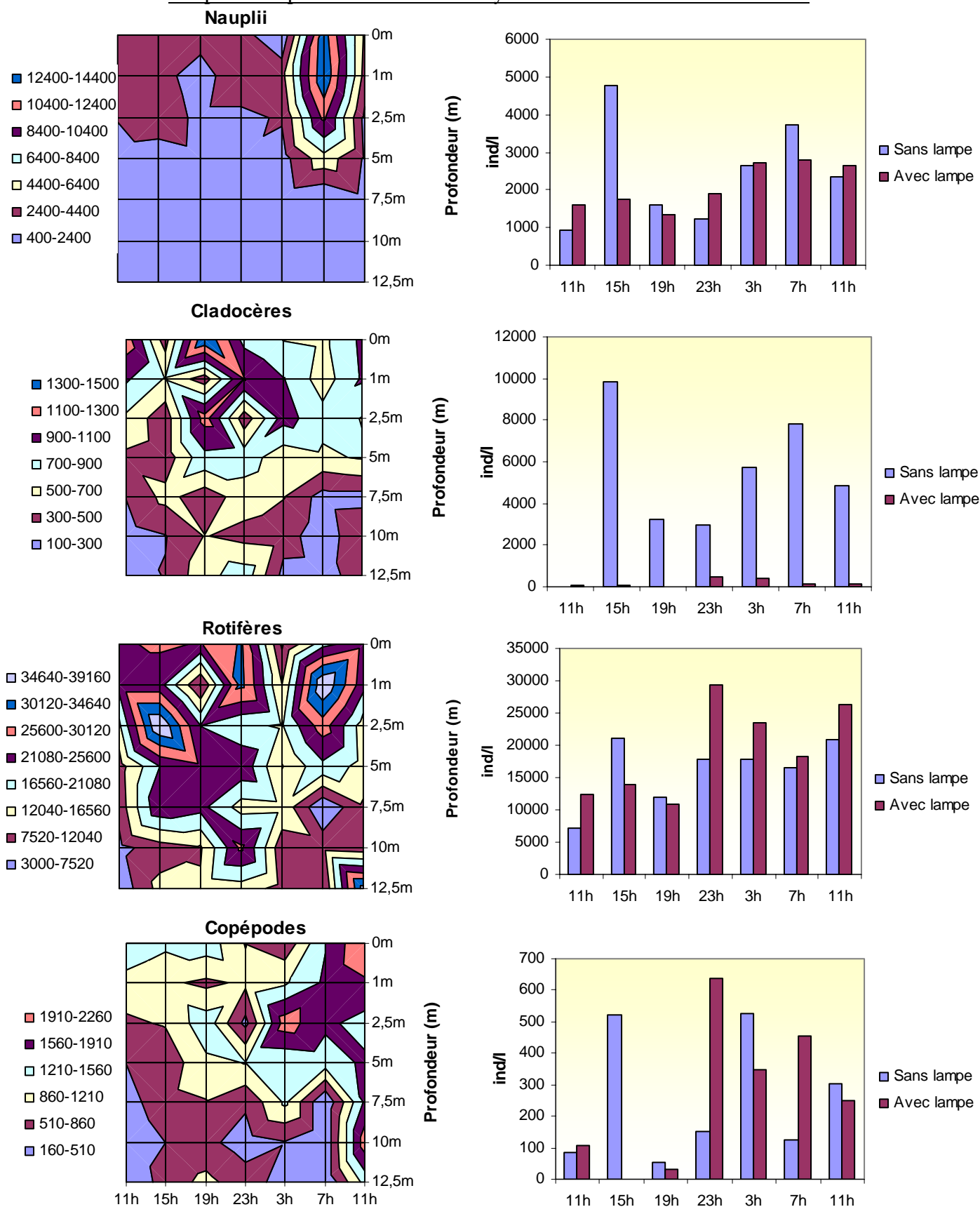


Figure 30 : cycle nyctéméral de répartition du zooplancton dans la colonne d'eau du lac jusque 12,5m de profondeur (à gauche) et dans les cages à 1m de profondeur (à droite) le 28 avril 2004.

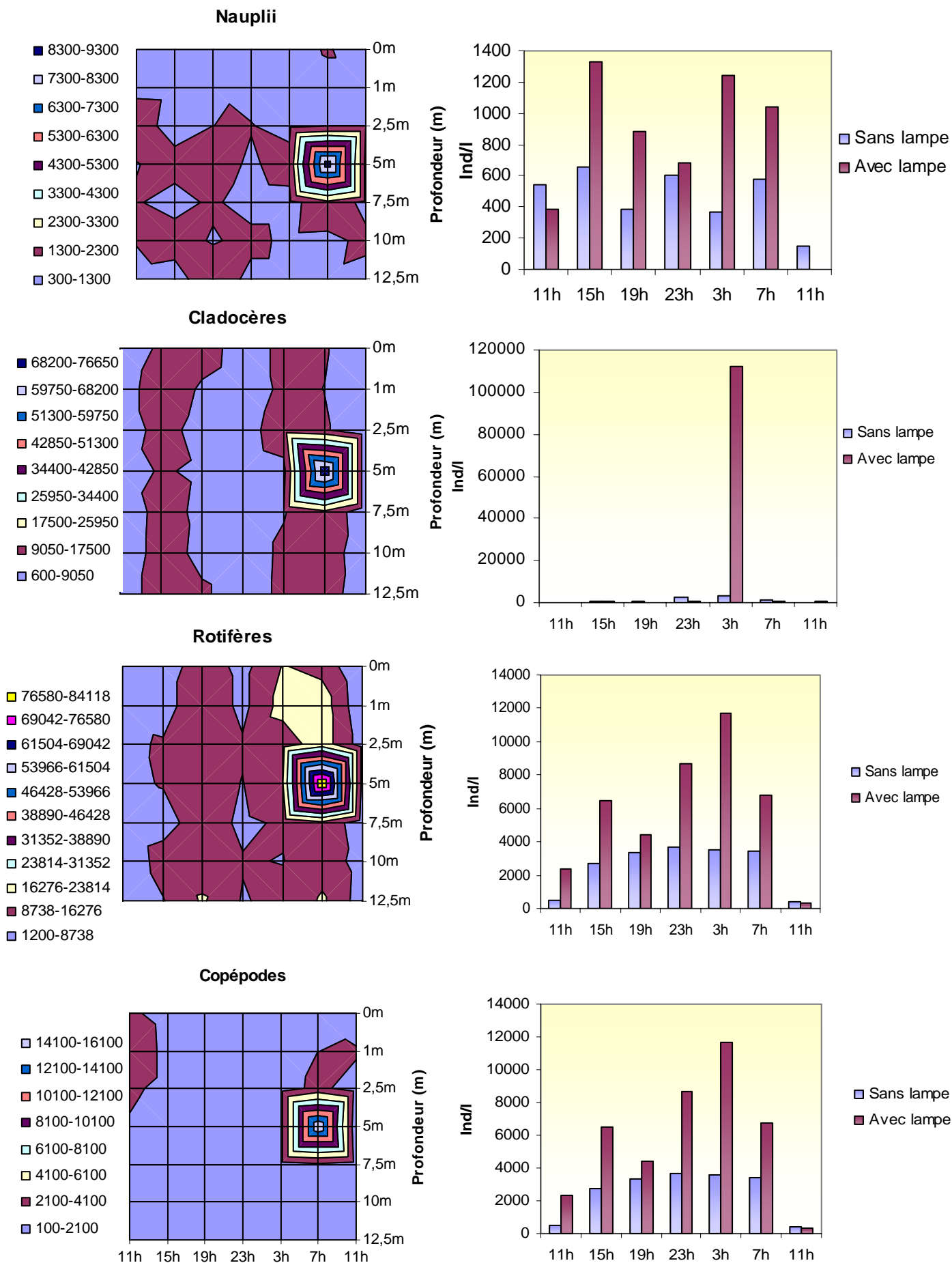


Figure 31 : cycle nyctéméral de répartition du zooplancton dans la colonne d'eau du lac jusqu'à 12,5m de profondeur (à gauche) et dans les cages à 1m (à droite) le 26 mai 2004.

L'évolution des densités de populations de quatre groupes constituant le zooplancton du lac de Robertville, à savoir les nauplii, les cladocères, les rotifères et les copépodes, et trouvés dans les contenus stomacaux des alevins est présentée par les figures 30 et 31. Ces densités sont présentées en nombre d'individus par litre d'eau.

Lors du cycle nycthémeral au mois d'avril (Fig.30), les individus se répartissent en surface avec un pic d'abondance, aux alentours des 2,5m de profondeur, survenant à 11h pour tous les taxa excepté pour les cladocères dont le pic a lieu à 19 h.

Le 26 mai (Fig.31), une densité importante a été rencontrée à 7 h et à 5m de profondeur, le reste de la colonne d'eau contient moins d'individus. Il se peut que le pic corresponde exactement à la strate des individus à ce moment, et que nous ayons eu moins de chance lors des autres prélèvements de la journée.

Si on regarde ce qui se passe à 1 m de profondeur et que l'on compare les cages avec et sans lampe (Fig. 30 et 31 à gauche), on peut observer une différence entre les deux milieux.

En effet, le nombre d'individus rencontrés en mai (Fig.31) dans la cage éclairée est en général supérieur à celui de la cage dépourvue de lumière artificielle.

En avril (Fig.30), cette constatation ne peut pas être faite pour tous les groupes puisque les densités varient au cours du cycle. Néanmoins, une différence entre les deux milieux et à certaines heures du cycle nycthémeral est mise en évidence sur ces graphes (Fig.30).

On remarque en effet que les cladocères sont plus abondants dans la cage sans lampe. La différence entre les deux types de cage se marque à deux moments de la journée chez les nauplii : à 15 h et 7 h du matin où ces individus sont en plus grand nombre dans la cage non éclairée. Pour les deux autres groupes, cela est moins évident : les rotifères sont en général plus abondants en milieu éclairé, les copépodes ne montrent pas une tendance claire au cours de la journée.

Comme en 2002 (Marneffe, 2002), on peut voir que la densité des copépodes et des cladocères augmente entre avril et mai.

4.3. Profondeur moyenne de résidence du zooplancton

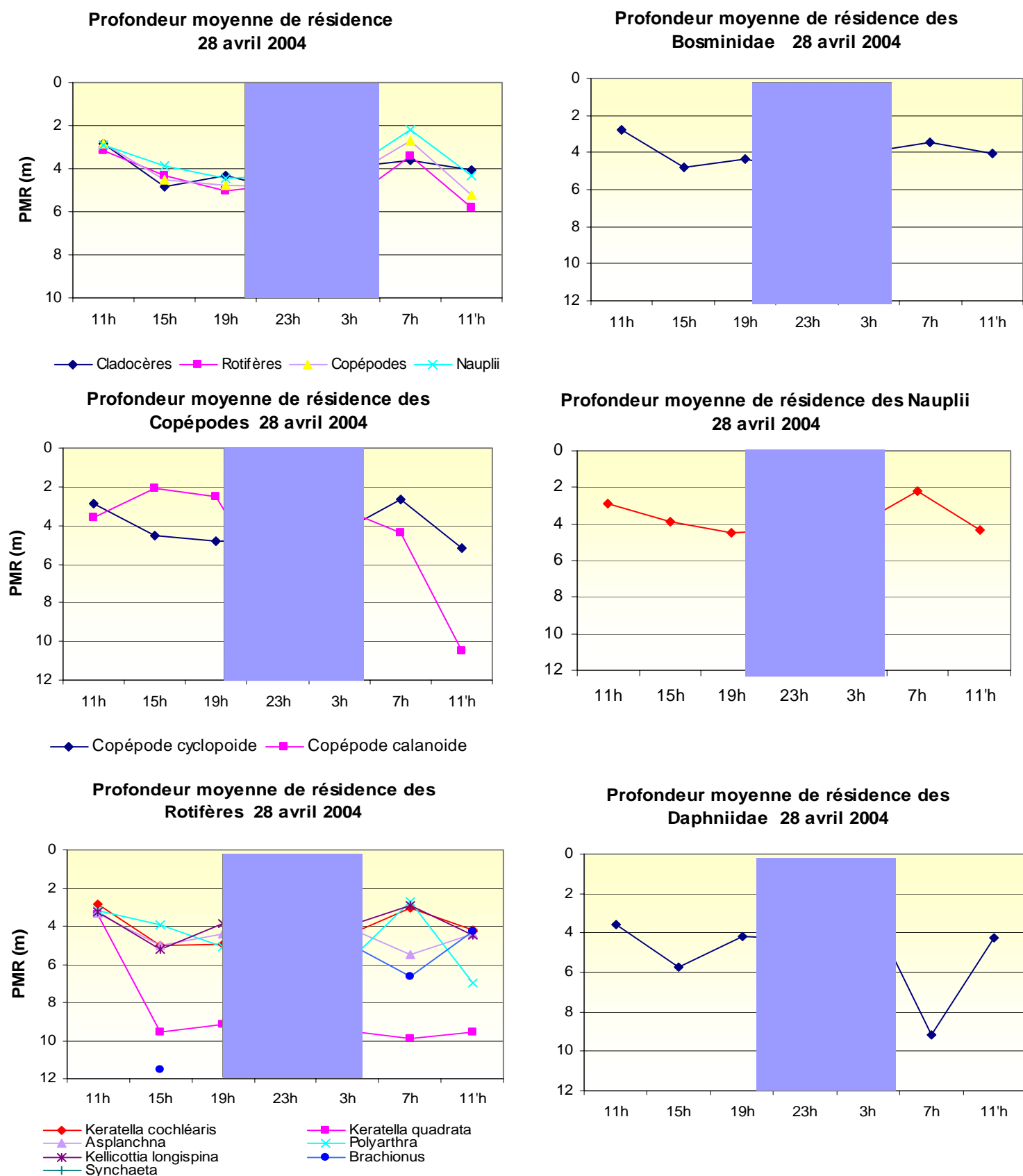


Figure 32 : cycle nyctéméral d'évolution de la profondeur moyenne de résidence du zooplancton (28 avril 2004). La zone ombrée correspond à la période d'obscurité à partir du coucher du soleil survenant à 20h50 le 28 avril. Les premiers rayons refont leur apparition à 6h15 le 28 avril (<http://www.astro.ulg.ac.be>).

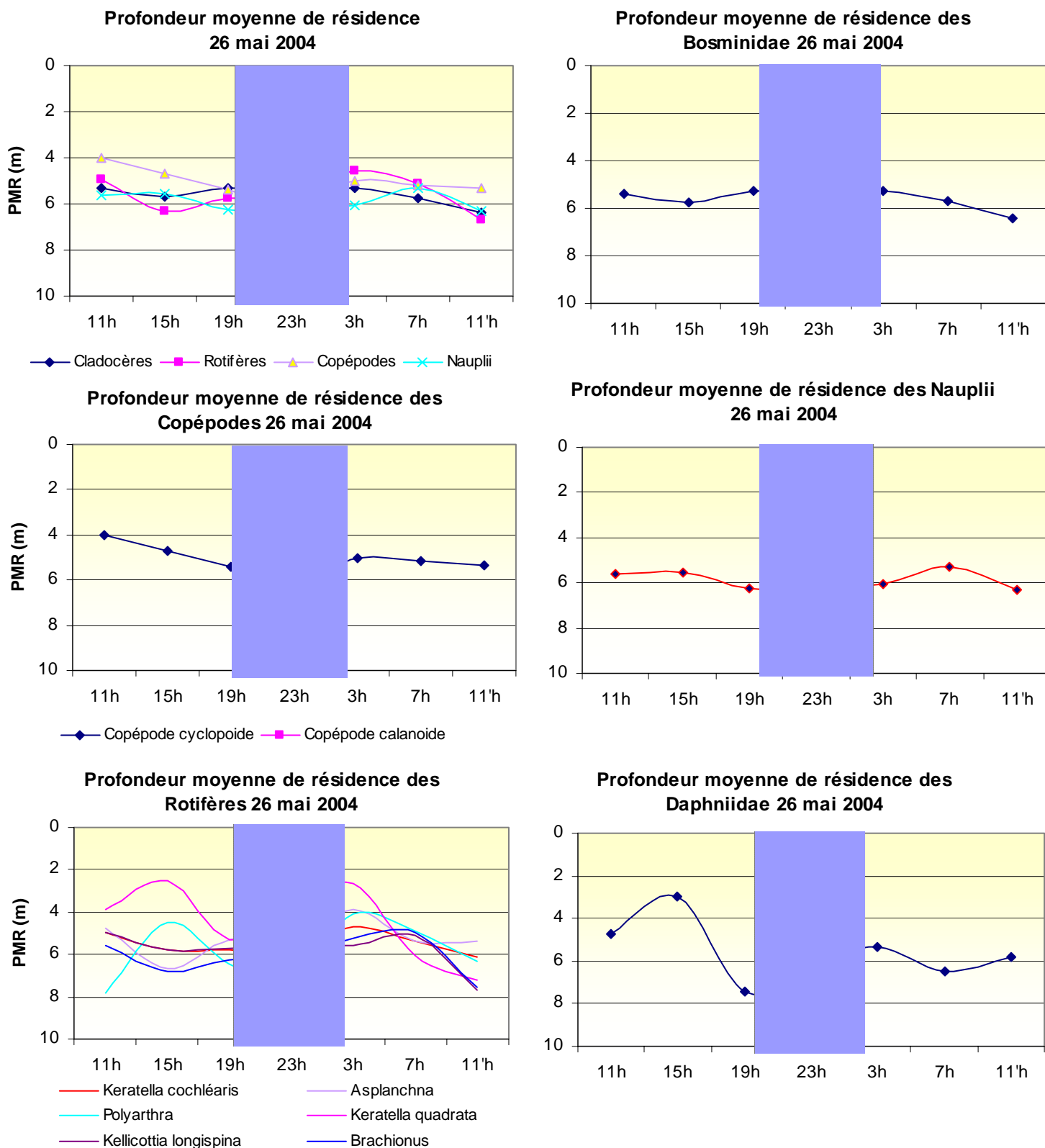


Figure 33 : évolution de la profondeur moyenne de résidence du zooplancton au cours de la journée du 26 mai 2004. La zone ombrée correspond à la période d'obscurité à partir du coucher du soleil survenant à 20h45 le 26 mai. Les premiers rayons refont leur apparition à 6h19 le 26 mai (<http://www.astro.ulg.ac.be>).

Entre le 28 avril et le 26 mai (Fig. 32 et 33), les individus ont tendance à descendre dans la colonne d'eau. La profondeur moyenne varie entre 2 et 6 m en avril et entre 4 et 7 m le mois suivant.

Cela peut s'expliquer par une hypothèse développée par Kerfoot en 1980 disant que la distribution des organismes zooplanctoniques est déterminée par la réfraction de la lumière à la surface. Ainsi, si l'intensité lumineuse augmente, comme ici d'avril à mai, les animaux vont migrer vers les couches plus profondes. La variation de luminosité est la plus marquée à l'aube et au crépuscule, périodes où les organismes zooplanctoniques changeront de position dans la colonne d'eau (Thys, 2003). De plus, ce changement de position dans la colonne d'eau peut aussi être lié à l'augmentation de la température en surface qui influence l'état physiologique de l'animal.

En avril (Fig. 32), les Bosminidae suivent la tendance générale du zooplancton. Pour les copépodes, la même observation peut être faite excepté pour les calanoides où le graphique met en évidence une grande variation due probablement au fait que les individus sont peu nombreux et ne reflètent donc pas la profondeur moyenne de la population. Contrairement aux autres rotifères, qui restent entre 3 et 7 m de profondeur, les *Keratella quadrata* descendent plus bas dans la colonne d'eau.

Ces observations peuvent s'expliquer par le fait que la profondeur moyenne de résidence semble largement déterminée par la distribution verticale des poissons, qui dépend de l'oxygénation et de la température de l'eau (Thys, 2003).

4.4. Diversité spécifique du zooplancton

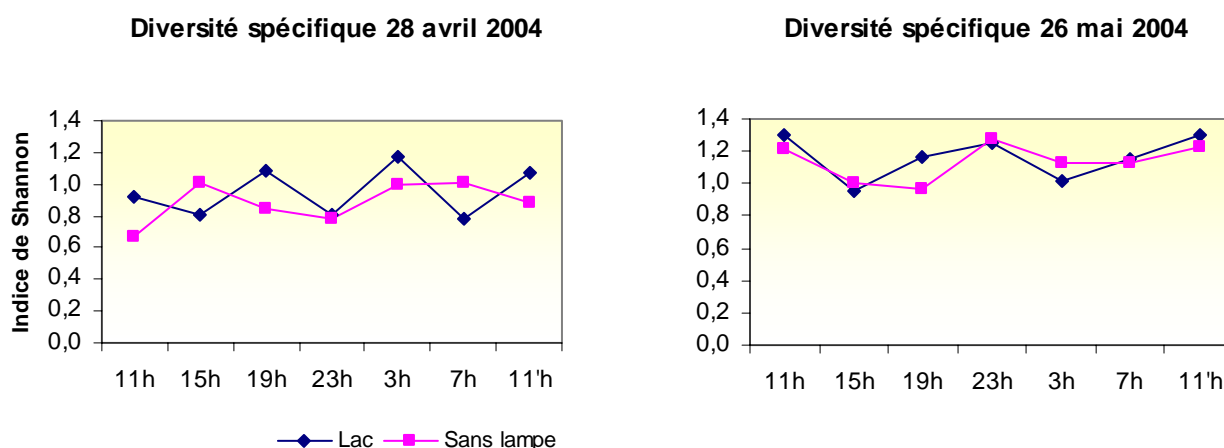


Figure 34: évolution de la diversité spécifique, déterminée par l'indice de Shannon, en avril et en mai 2004.

Test de Student (comparaison des moyennes) :

Date	Lac	Sans lampe	Degrés de liberté	T observé	T des tables
	Moyenne	Moyenne			
28 avril 2004	0,949	0,884	10	0,422	2,228
26 mai 2004	1,1599	1,135	10	0,207	2,228

Tableau 1 : test statistique de Student de comparaison des indices de Shannon au niveau des cages dépourvues de lampe et du lac à une profondeur d'1 m. Le seuil significatif est de 0,05.

La diversité spécifique peut être définie comme une mesure de la composition en espèces d'un écosystème, en termes du nombre d'espèces et de leurs abondances relatives (Legendre & Legendre, 1979).

Dans les deux cas, on constate que la diversité spécifique moyenne présente une différence significative au seuil 5% selon le milieu.

Ce test nous montre que le nombre d'espèces rencontrées dans le lac à un mètre de profondeur est supérieur à celui de la cage. Cela peut être une conséquence de la présence de poissons zooplanctonophages dans les cages. En effet, les poissons ayant ce type de régime alimentaire provoquent des changements dans la distribution des espèces au niveau de leur taille mais aussi en ce qui concerne la composition spécifique des organismes zooplanctoniques (Koksvik & Langeland, 1987).

Cette variation du nombre d'espèces peut aussi être due à la quantité de ressource disponible pour les organismes zooplanctoniques. Ainsi, Frontier et Pichod (1998) établissent que le nombre d'espèces et la densité générale du peuplement augmentent quand la ressource augmente. S'il y a compétition, les espèces coexistantes se spécialisent. S'il n'y a pas compétition, les espèces atteignent des densités de population plus élevées et utilisent une gamme plus grande de ressources.

Le tableau 1 et la figure 34 mettent aussi en évidence une augmentation de la diversité spécifique en mai. Les changements observés au niveau de la composition du plancton peuvent être causés par des facteurs biotiques et abiotiques (Pomeroy, 1994).

4.5. Taille du zooplancton

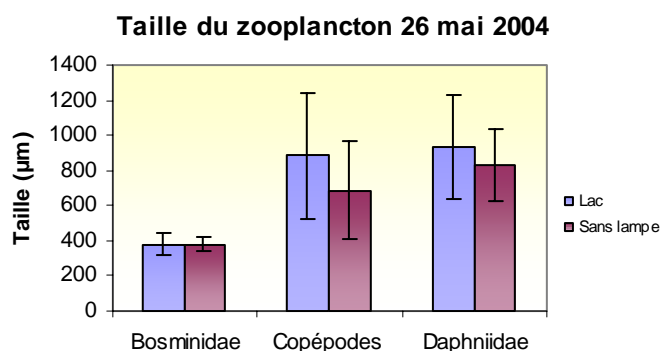


Figure 35 : comparaison de la taille moyenne du zooplancton présent dans le pacage de Robertville en absence de lampe et dans le lac à 1 m de profondeur.

Test de Student (comparaison des moyennes) :

	<i>Lac</i> <i>Moyenne</i>	<i>Sans lampe</i> <i>Moyenne</i>	<i>Degrés de liberté</i>	<i>T observé</i>	<i>T des tables</i>
Bosminidae	377,341	379,976	66	0,155	1,996
Cop. Cyclopoides	803,341	684,986	76	2,599	1,992
Daphniidae	937,459	827,499	70	2,651	1,994

Tableau 2 : test statistique de comparaison des moyennes de la taille des individus avec un seuil significatif de 0,05, en présence et en absence de poisson (dans le lac à 1 m de profondeur et dans la cage sans lampe).

Dans le cas des Bosminidae et des copépodes, on constate que la taille moyenne des individus présente une différence significative au seuil 5% selon le milieu. En ce qui concerne les Daphniidae, on ne peut pas dire que les moyennes sont différentes.

La différence essentielle entre ces deux milieux est la présence ou l'absence du corégone. On peut donc dire que le poisson a une influence sur les Bosminidae et sur les copépodes.

Le corégone, étant un poisson planctivore, sélectionne ses proies à vue et est dès lors un facteur directement responsable de l'extermination d'une grande partie des espèces du plus grand zooplancton qui sont alors remplacées par des espèces plus petites quand le stock de poisson augmente (Pomeroy, 1994 ; Rettig, 2003).

Même si l'intensité de la réponse du zooplancton est proportionnelle à l'abondance des poissons (Thys, 2003), la présence de zooplancton de grande taille ne veut pas dire que le poisson est absent (Winder *et al.*, 2003).

4.6. Comparaison des trois milieux aux différents temps pour tous les taxons rencontrés lors des deux cycles en 2004

Test statistique : Anova II

28 avril 2004	Facteur	F observé	p-level	Conclusion
Bosminidae	Temps	13,6549	1,5684 E-08	Effet
	Milieu	11,8091	8,5254 E-05	Effet
	Temps/milieu	3,1816	0,0027	Interaction
Copépode cyclopoïde	Temps	9,0482	2,3386 E-06	Effet
	Milieu	12,5652	5,2836 E-05	Effet
	Temps/milieu	3,1499	0,0029	Interaction
Copépode calanoïde	Temps	2,5056	0,03658	Effet
	Milieu	0,5770	0,5659	Pas d'effet
	Temps/milieu	0,8094	0,6393	Pas d'interaction
Keratella cochlearis	Temps	5,0919	0,0005	Effet
	Milieu	8,3215	0,0009	Effet
	Temps/milieu	4,1922	0,0002	Interaction
Keratella quadrata	Temps	1,5043	0,2003	Pas d'effet
	Milieu	0,4470	0,6425	Pas d'effet
	Temps/milieu	1,9309	0,0579	Pas d'interaction
Daphniidae	Temps	1,0031	0,4361	Pas d'effet
	Milieu	1,2325	0,3019	Pas d'effet
	Temps/milieu	0,4736	0,9189	Pas d'interaction
Asplanchna sp.	Temps	9,3059	1,7116 E-06	Effet
	Milieu	1,1009	0,3419	Pas d'effet
	Temps/milieu	5,7294	1,0047 E-05	Interaction
Nauplii	Temps	6,1613	0,0001	Effet
	Milieu	0,0183	0,9819	Pas d'effet
	Temps/milieu	2,8259	0,0063	Interaction
Polyarthra sp.	Temps	4,4694	0,0014	Effet
	Milieu	1,9499	0,1549	Pas d'effet
	Temps/milieu	3,2625	0,0022	Interaction
Kellicottia longispina	Temps	3,9085	0,0034	Effet
	Milieu	0,5788	0,5649	Pas d'effet
	Temps/milieu	1,8473	0,0711	Pas d'interaction
Brachionus sp.	Temps	4,7573	0,0009	Effet
	Milieu	5,5344	0,0073	Effet
	Temps/milieu	2,0656	0,0416	Interaction
O :œuf de durée de Chydoridae ?	Temps	1,0000	0,4381	Pas d'effet
	Milieu	1,0000	0,3765	Pas d'effet
	Temps/milieu	1,0000	0,4656	Pas d'interaction
Chydoridae	Temps	1,0000	0,4381	Pas d'effet
	Milieu	1,0000	0,3765	Pas d'effet
	Temps/milieu	1,0000	0,4656	Pas d'interaction

Tableau 3 : Anova II pour les différents taxons présents le 28 avril 2004 au niveau du pacage et à 1 m dans le lac.

26 mai 2004	Facteur	F observé	p-level	Conclusion
Bosminidae	Temps	0,9489	0,4709	Pas d'effet
	Milieu	17,6652	2,7089 E-06	Effet
	Temps/milieu	0,6687	0,7707	Pas d'interaction
Copépode cyclopoide	Temps	2,5444	0,0342	Effet
	Milieu	26,0671	4,3605 E-08	Effet
	Temps/milieu	1,4184	0,1959	Pas d'interaction
Copépode calanoide	Temps	0,5161	0,7927	Pas d'effet
	Milieu	0,4257	0,6561	Pas d'effet
	Temps/milieu	1,0957	0,3885	Pas d'interaction
<i>Keratella cochlearis</i>	Temps	3,5755	0,0059	Effet
	Milieu	4,0554	0,0245	Effet
	Temps/milieu	0,5166	0,8919	Pas d'interaction
<i>Keratella quadrata</i>	Temps	0,3773	0,8893	Pas d'effet
	Milieu	0,5517	0,5801	Pas d'effet
	Temps/milieu	1,4936	0,1649	Pas d'interaction
Daphniidae	Temps	2,6114	0,0305	Effet
	Milieu	20,3359	6,6637 E-07	Effet
	Temps/milieu	0,9608	0,4995	Pas d'interaction
<i>Asplanchna sp.</i>	Temps	5,1642	0,0005	Effet
	Milieu	12,5981	5,1761 E-05	Effet
	Temps/milieu	1,8721	0,0669	Pas d'interaction
Nauplii	Temps	7,7562	1,1983 E-05	Effet
	Milieu	5,9499	0,0053	Effet
	Temps/milieu	2,1507	0,0337	Interaction
<i>Polyarthra sp.</i>	Temps	2,7739	0,0231	Effet
	Milieu	2,2489	0,1181	Pas d'effet
	Temps/milieu	3,0753	0,0034	Interaction
<i>Kellicottia longispina</i>	Temps	5,3249	0,0004	Effet
	Milieu	1,8789	0,1654	Pas d'effet
	Temps/milieu	0,6282	0,8061	Pas d'interaction
<i>Brachionus sp.</i>	Temps	14,0786	1,0436 E-08	Effet
	Milieu	29,7136	9,0988 E-09	Effet
	Temps/milieu	1,1492	0,3493	Pas d'interaction
O : œuf de durée de Chydoridae	Temps	1,7891	0,1247	Pas d'effet
	Milieu	4,0414	0,0249	Effet
	Temps/milieu	1,7891	0,0819	Pas d'interaction
Chydoridae	Temps	1,0000	0,4381	Pas d'effet
	Milieu	1,0000	0,3765	Pas d'effet
	Temps/milieu	1,0000	0,4656	Pas d'interaction

Tableau 4 : Anova II pour les différents taxons présents le 26 mai 2004 au niveau du pacage et à 1 m dans le lac.

Quand un effet est détecté, un test supplémentaire est effectué afin de comparer les différents temps ou les différents milieux entre eux.

En regardant le tableau 3, on peut remarquer que le facteur temps a un effet sur différents taxa : les Bosminidae, les copépodes cyclopoides, les copépodes calanoides, *Keratella cochlearis*, *Asplanchna*, les nauplii, *Polyarthra sp.*, *Kellicottia longispina*, et *Brachionus sp.*

Le test de Newman-Keuls nous permet de voir que les différents prélèvements sont liés dans le temps, les premiers ont une influence sur les seconds et ainsi de suite.

En avril, le milieu a une influence sur la densité des Bosminidae, des copépodes cyclopoides, de *Keratella cochlearis* et de *Brachionus sp.*

Le test de comparaison met en évidence une différence entre les milieux. En effet, on remarque un effet de la prédation des poissons présents dans les cages sur les organismes zooplanctoniques. La présence ou non de lampe n'influence apparemment pas la densité du zooplancton.

Pour le 26 mai (Tableau 4), des remarques similaires peuvent être faites. Le facteur temps a un effet sur les mêmes taxa rencontrés en avril, même sur les Daphniidae, excepté pour les Bosminidae et les copépodes calanoides.

Le test de Newman-Keuls nous permet de voir que les différents prélèvements sont moins liés dans le temps par rapport au cycle nycthéral précédent.

Le milieu a une influence sur la densité des copépodes cyclopoides, de *Keratella cochlearis*, des Daphniidae, des *Asplanchna*, des nauplii, des *Brachionus sp.* et des O (œufs de durée de Chydoridae ?).

Le test de comparaison met en évidence une différence entre les milieux. En effet, on remarque un effet de la prédation des poissons présents dans les cages. La présence ou non de lampe n'influence apparemment pas la densité du zooplancton.

Si on compare les figures 26 et 27, on peut voir que les espèces confrontées à la prédation correspondent à celles sélectionnées par les alevins dans les différentes cages et lors des deux cycles de prélèvements. Les taxa concernés sont (Tableau 5):

28 avril 2004	26 mai 2004
Bosminidae	Bosminidae
Copépode cyclopoide	Copépode cyclopoide
<i>Keratella cochlearis</i>	<i>Keratella cochlearis</i>
<i>Brachionus sp.</i>	Daphniidae
	<i>Asplanchna sp.</i>
	Nauplii

Tableau 5 : espèces confrontées à la prédation du *coregonus lavaretus* lors des deux cycles nycthéraux.

*Conclusions
et
perspectives*

Le pacage lacustre situé sur le lac de Robertville a été choisi afin de réaliser ce travail qui visait à évaluer l'incidence du lavaret sur les communautés zooplanctoniques via les chaînes alimentaires. Après avoir analysé et discuté les résultats obtenus, différentes conclusions se dégagent.

Les différents relevés de températures et de concentration en oxygène nous révèlent que le lac présente des conditions adéquates pour la vie du corégone tout au long de cette période. Même si les valeurs de concentration en oxygène tendent à diminuer en juillet, elles ne deviennent anoxiques qu'à 10 m de profondeur en août (Mergen, 2002).

En ce qui concerne l'utilisation de lampes attractives au niveau des cages d'élevage, nous ne pouvons pas dire qu'elles apportent vraiment un environnement plus propice à la croissance des alevins de corégones. Ceci peut être mis en évidence par différents résultats.

En effet, la présence de lampes n'influence apparemment ni la croissance des alevins, ni le régime alimentaire du *Coregonus lavaretus*, même si on peut remarquer une quantité plus importante de certains taxa dans les cages éclairées à certains moments de l'année et à certaines heures du cycle nycthéral. Comme il est mentionné par Mamcarz (1995), la lumière n'est pas le seul facteur qui intervient. La température de l'eau, la concentration en oxygène et les relations biotiques sont aussi des facteurs importants pour les fluctuations d'occurrence et de densité du zooplancton.

Les résultats de l'analyse du régime alimentaire du lavaret mettent en évidence que les alevins se nourrissent essentiellement de Bosminidae, de copépodes cyclopoïdes, de nauplii et de rotifères comme *Keratella cochlearis*. Il n'y a pas de grandes différences entre les milieux (cages avec et sans lampe et le lac) et entre les individus d'origines diverses (eau chaude à Tihange et eau froide à Emptinne).

Lors des deux cycles nycthéraux, plusieurs constatations se sont dégagées des résultats obtenus.

Tout d'abord, les organismes zooplanctoniques ont tendance à descendre dans la colonne d'eau entre le mois d'avril et le mois de mai où on peut les rencontrer jusque 7 m de profondeur. Cela est confirmé par l'évolution des densités des quatre groupes constituant le zooplancton en avril où les pics d'abondance surviennent à 11 h pour tous les groupes d'individus, seul celui des Bosminidae se produit à 19 h. En mai, 5 m détermine la profondeur où on rencontre le plus d'individus à 7 h du matin.

Ensuite, la comparaison des densités des organismes zooplanctoniques en mai dans les cages avec et sans lampes montre que les cages éclairées abritent un peu plus d'individus que les autres cages. En avril, les cladocères et les nauplii sont plus abondants dans les cages dépourvues de lampe, mais uniquement à deux moments de la journée (7 h et 15 h) pour ces derniers. Les rotifères montrent une tendance inverse.

Enfin, lorsqu'on compare la diversité spécifique des cages dépourvues de lampe et du lac à une profondeur d'1 m, on peut dire que le nombre d'espèces rencontrées dans le premier milieu est supérieur à celui de la cage. Ceci est la conséquence de la présence des poissons dans le pacage, il y a donc un effet du corégone sur les organismes zooplanctoniques.

Cet effet se confirme par les résultats obtenus au niveau de l'analyse de l'évolution de la taille des individus zooplanctoniques. La présence de poissons au niveau des cages provoque l'extermination d'une grande partie des espèces du plus grand zooplancton qui sont alors remplacées par des espèces plus petites quand la quantité de nourriture ingérée augmente avec

la taille des corégones. De plus, les espèces confrontées à la prédation correspondent à celles qui sont sélectionnées par les alevins.

Cette diversité spécifique est aussi influencée par les facteurs biotiques et abiotiques. Etant donné que ceux-ci varient d'un mois à l'autre, il est normal d'observer une différence du nombre d'espèces entre avril et mai.

L'aboutissement de ce travail met en évidence quelques points importants pour l'avenir.

En regard des résultats, on peut se demander s'il est vraiment indispensable d'équiper les cages de lampes immergées, qui n'apportent apparemment que peu de proies supplémentaires dont l'apport énergétique et protéique est apparemment insignifiant par rapport à l'alimentation en granulés, du moins à la taille de mise en charge des corégones.

L'argent investi dans cet équipement ne pourrait-il pas être utilisé afin d'augmenter la fréquence de nettoyage des filets ? Cela permettrait un meilleur renouvellement de l'eau et donc une bonne circulation des organismes zooplanctoniques et diminuerait l'accumulation des fèces suite au colmatage des mailles.

Cette étude pourrait être complétée par un pistage du corégone après son lâcher dans les eaux du lac de Robertville afin de mettre en évidence les profondeurs utilisées par le lavaret. Ce pistage pourrait être accompagné d'un suivi du zooplancton aux endroits de passage du poisson. Ce suivi pourrait donner des informations intéressantes sur le comportement du zooplancton face à son prédateur et voir si le poisson suit l'évolution des densités en organismes zooplanctoniques dans la colonne d'eau du lac au cours de l'année.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

Amoros, C. (1984). Crustacés cladocères. Introduction à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. Lyon, Extrait du bulletin mensuel de la Société Linnéenne de Lyon 53e année, n°3 et 4 .

Appenzeller, A. R. (1998). "Seasonal variability patterns of acoustic estimates of fish biomass and fish size in a lake dominated by coregonids (Lake Constance)." Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. **50**: 227-236.

Arner, M., S. Koivisto, et al. (1998). "Trophic interactions in rockpool food webs: regulation of zooplankton and phytoplankton by *Notonecta* and *Daphnia*." Freshwater Biol **39**(1): 79-90.

Billard, R. (1997). Les poissons d'eau douce des rivières de France. Lausanne, Delachaux et Niestlé.

Cretenoy, L. and D. Gerdeaux (1996). "Croissance et alimentation des larves de corégones (*Coregonus lavaretus*) dans le lac d'Annecy de mars à avril 1996." Bull. Fr. Pêche Piscic.(346): 519-526.

Dubois, J. P. and A. Dziedzic (1989). "L'acoustique passive appliquée à l'étude du comportement des corégones (*Coregonus sp.* et *C. Lavaretus*) durant la production en milieu naturel." Revue des sciences de l'eau(2): 847-858.

Eckmann, R. (1991). "A hydroacoustic study of the pelagic spawning behavior of whitefish (*Coregonus lavaretus*) in Lake Constance." Can. J. Fish. Aquat. Sci. **48**: 995-1002.

Elster, H.-J. and W. Ohle (1985). Food limitation and the structure of zooplankton communities. Stuttgart, E.Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller).

Frontier, S. and D. Pichod-Viale (1998). Ecosystème structure fonctionnement évolution. Paris.

George, D. G. and I. J. Winfield (2000). "Factors influencing the spatial distribution of zooplankton and fish in Loch Ness, UK." Freshwater Biol **43**(4): 557-570.

Gerdeaux, D. (2002). "Régime alimentaire des Corégones et des Gardons du Léman, en milieu pélagique." Rapp. Comm. int Prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2001: 105-111.

Gerdeaux, D., P. Gerard, et al. (1996). "Suivi d'opérations de déversement de corégones dans deux lacs de barrage de Haute-Belgique."

Harding, J. P. and W. A. Smith (1974). A key to The British Freshwater Cyclopoid and Calanoid Copepods, Price to Non-Members, Scientific Publication.

Helfman, G. S., B. B. Collette, et al. (1997). The diversity of fishes, Blackwell Sciences.

Herin, R. (2003). Optimisation des repeuplements en *Coregonus lavaretus* (L.) via le suivi du pacage lacustre au lac de Robertville, Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix Namur Faculté des Sciences: 57p.

Kahilainen, K., Malinen, T., Tuomaala, A., Lehtonen, H. (2003). "Diel and seasonal habitat and food segregation of three sympatric *Coregonus lavaretus* forms in a subarctic lake." The Fisheries Society of the British Isles(64): 418-434.

Keith, P. and J. Allardi (2001). Atlas des poissons d'eau douce de France.

Kerfoot (1980). Evolution and ecology of zooplankton communities. Hanover, New Hampshire and London.

Knudsen, F. R. and K. O. Gjelland (2003). "Hydroacoustic observations indicating swimbladder volume compensation during the diel vertical migration in coregonids (*Coregonus lavaretus* and *Coregonus albula*)." Fisheries Research.

Koksvik, J. I. and A. Langeland (1987). "Effects of size selective predation by Whitefish (*Coregonus Lavaretus* (L.)) on *Daphnia Galeata* Sars and *Cyclops Scutifer* Sars in limnocorral experiments." Polskie Archiwum Hydrobiologii **34**(1): 67-80.

Lampert, W. and U. Sommer (1997). Limnoecology, the ecology of lakes and streams. New York Oxford, Oxford University Press.

Legendre, L. and P. Legendre (1979). Ecologie numérique, le traitement multiple des données écologiques. Montréal, Masson.

Mamcarz, A. (1995). "Changes in zooplankton structure around illuminated cage culture." Aquaculture research(26): 515-525.

Marchand, F., P. Magnan, et al. (2002). "Water temperature, light intensity and zooplankton density and the feeding activity of juvenile brook charr (*Salvelinus fontinalis*)." Freshwater Biol **47**(11): 2153-2162.

Marneffe, Y. (2002). Etude d'un hydrosystème perturbé en Haute-Ardenne: impact des activités anthropiques et des retenues artificielles sur les flux de nutriments et sur les peuplements zoobenthiques et zooplanctoniques dans le bassin de la Warche. Liège, Ulg.

Matveev, V., Matveeva, L., Jones, G.J. (2000). "Relative impacts of *Daphnia* grazing and direct stimulation by fish on phytoplankton abundance in mesocosm communities." Freshwater Biology(44): 375-385.

Mergen, P. (2002). Distribution spatio-temporelle des communautés ichthyologiques dans les lacs de barrage de Nisramont (Belgique) et d'Esch-sur-Sûre (Grand-Duché du Luxembourg). Facultés des Sciences. Namur, Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix: p;.

Mergen, P., V. Franck, et al. (2003). "Populations Ichthyologiques dans les Lacs de Barrage en Région Wallonne." Tribune de l'eau **623**(3): 22-51.

Muus, B. J. and P. Dahlström (1991). Guide des poissons Poissons d'Eau douce et Pêche. Neuchâtel.

Naesje, T. F., Jonsson, B., Sandlund, O.T., Kjellberg, G. (1991). "Habitat switch and niche overlap in coregonid fishes: effects of zooplankton abundance." Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques **48**(12): 2307-2315.

Pitcher, T. J. and P. J. B. Hart (1996). Fisheries Ecology, Chapman & Hall.

Pomeroy, P. P. (1994). "Zooplankton in Loch Lomond: perspectives, predation and power." Hydrobiologia(290): 75-90.

Pontin, R. M. (1978). A key to British Freshwater Planktonic Rotifera, Freshwater Biological Association, Scientific Publication.

Ponton, D., Muller, R. (1989). "Alimentation et facteurs de mortalité des larves de corégones (*Coregonus sp.*). Exemple de deux lacs de niveaux trophiques différents: les lacs de Sarnen et de Hallwil (Suisse Centrale)." Aquatic Sciences.

Pourriot, R. and A.-J. Francez (1986). Crustacés cladocères. Introduction à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. Lyon, Extrait du bulletin mensuel de la Société Linnéenne de Lyon 55e année, n°5.

Rettig, J. E. (2003). "Zooplankton responses to predation by larval bluegill: an enclosure experiment." Freshwater Biol **48**(4): 636-648.

Rothhaupt, K. O. (2000). "Plankton population dynamics: food web interactions and abiotic constraints." Freshwater Biol **45**(2): 105-109.

Rudstam, L. G., R. C. Lathrop, et al. (1993). "The rise and fall of a dominant planktivore: direct and indirect effects on zooplankton." Ecology(74(2)): 303-319.

Skurdal, J., Hessen, D.O., Berge, D. (1985). "Food selection and vertical distribution of pelagic whitefish *Coregonus lavaretus* (L.) in Lake Tyrifjorden, Norway." Fauna norv.(6): 18-23.

Sohy, D. (2001). Répartition et migration de *Daphnia magna* au sein de l'étang de Luchy, FUNDP: 83.

Thys, I. (2003). Influence des fluctuations saisonnières des ressources sur la nutrition et la reproduction du Cladocère *Daphnia galeata* et du copépode calanoïde *Eudiaptomus gracilis*: importance de la selectivité alimentaire. Département de biologie. Namur, Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix: 267p.

Tigny, V. (2000). Contribution à l'étude du régime alimentaire des *Coregonus peled* des lacs de barrage de Robertville et Bütgenbach en vue de préciser leur position au sein du réseau trophique, Université Catholique de Louvain Faculté des Sciences Agronomiques Unité des Eaux et Forêts: 78p.

Viroux, L. (2000). Dynamique du métazooplancton en milieu fluvial. Département de biologie. Namur, Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix: 309p.

Winder, M., H. R. Burgi, et al. (2003). "Mechanisms regulating zooplankton populations in a high-mountain lake." Freshwater Biol **48**(5): 795-809.

Référence internet :

<http://www.astro.ulg.ac.be>

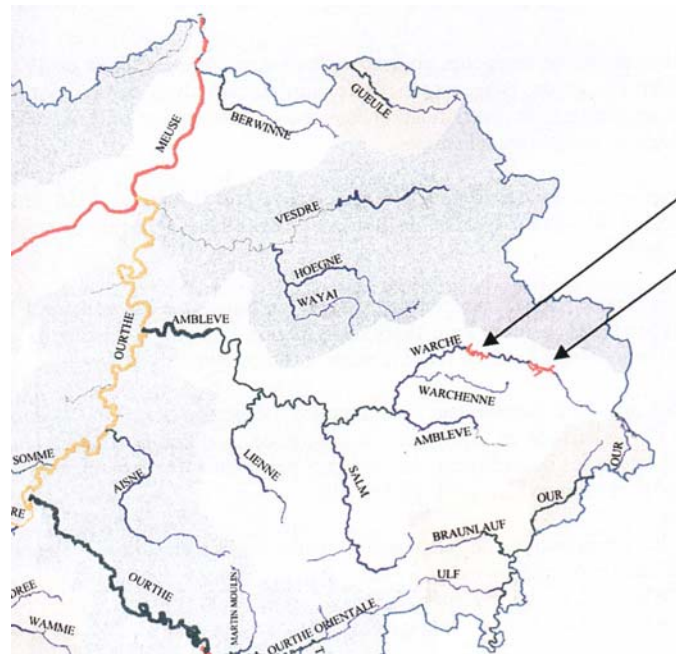
Liste de figures et des tableaux

<u>Figures :</u>	<u>Pages :</u>
Figure 1 : représentation cartographique du milieu d'étude (Tigny, 2000)	9
Figure 2 : relation phylogénique entre les poissons actinoptériens. Le corégone est un poisson téléostéen	9
Figure 3 : relation phylogénique entre les téléostéens vivants. Le corégone appartient au super ordre des protacanthopterygii (Helfman <i>et al.</i> , 1997)	10
Figure 4 : caractères morphologiques des poissons. Le corégone possède une nageoire adipeuse située entre la nageoire dorsale et la caudale (Helfman <i>et al.</i> , 1997)	10
Figure 5 : <i>Coregonus lavaretus</i> (L.) (Muus & Dahlström, 1991)	10
Figure 6 : schéma de la migration verticale nyctémérale du zooplancton	12
Figure 7 : diagramme montrant comment la direction du vent et la dispersion des particules allochtones pourraient influencer la distribution verticale et horizontale de <i>Eudiaptomus</i> dans le Loch Ness (George & Winfield, 2000)	13
Figure 8 : schéma représentant la position du Corégone au cours des saisons	17
Figure 9 : composition des crustacés zooplanctoniques dans le Crystal Lake (Connecticut) avant et après l'introduction d'un poisson planctonophage : <i>Alosa aestivalis</i> (in Sohy, 2001)	19
Figure 10 : modèle conceptuel du réseau trophique existant dans un lac typique (Carpenter <i>et al.</i> , 1985 in Pitcher & Hart, 1996)	22
Figure 11 : pacage lacustre de Robertville	24
Figure 12 : alevins dans une cage	24
Figure 13 : trappe de Schindler	25
Figure 14 : prélèvements pour le profil vertical	25
Figure 15 : mesure d'un alevin	26
Figure 16 : balance digitale utilisée lors de la pesée des alevins	26
Figure 17 : forme et structure du tube digestif d'un Téléostéen (<i>Perca fluviatilis</i>) (Pitcher & Hart, 1996)	27
Figure 18 : microscope inversé utilisé lors du comptage et de la détermination des organismes planctoniques	27
Figure 19 : évolution de la température (C°) et de la concentration en oxygène dissous (mg/l) en surface de l'eau au niveau des cages dans le lac de Robertville depuis le 21 avril 2004 jusqu'au 10 juillet 2004, date du lâcher des corégonos	32
Figure 20 et 21 : évolution de la longueur totale et du poids des alevins de corégonos provenant d'Emptinne et de Tihange entre le 21 avril et le 4 août 2004 au lac de Robertville	33
Figure 22 : évolution du taux spécifique de croissance pour les alevins entre le 18 mars et le 4 août 2004 au pacage de Robertville	33
Figure 23 : illustration des organismes planctoniques	35
Figure 24 : comparaison des contenus stomacaux d'alevins de <i>C. lavaretus</i> élevés en eau chaude (Tihange) et en eau froide (Emptinne) et prélevés en mai 2003	35

Figure 25 : comparaison des contenus stomacaux d'alevins élevés dans <i>C. lavaretus</i> élevés en eau chaude (Tihange) et en eau froide (Emptinne) et prélevés en juin 2003	36
Figure 26 : comparaison des indices pour les alevins de <i>C. lavaretus</i> du 28 avril provenant de deux cages avec et sans lampes	37
Figure 27 : comparaison des indices pour les alevins de <i>C. lavaretus</i> du 26 mai provenant de deux cages avec et sans lampes	38
Figure 28 : cycle nycthéral d'évolution du zooplancton du 15 mai 2003 sur trois sites de prélèvements (IN, NEXT et OUT)	41
Figure 29 : cycle nycthéral d'évolution du zooplancton du 4 juin 2003 sur trois sites de prélèvements (IN, NEXT et OUT)	41
Figure 30 : cycle nycthéral de répartition du zooplancton dans la colonne d'eau du lac jusque 12,5m de profondeur (à gauche) et dans les cages à 1m de profondeur (à droite) le 28 avril 2004	43
Figure 31 : cycle nycthéral de répartition du zooplancton dans la colonne d'eau du lac jusque 12,5m de profondeur (à gauche) et dans les cages à 1m (à droite) le 26 mai 2004	44
Figure 32 : cycle nycthéral d'évolution de la profondeur moyenne de résidence du zooplancton (28 avril 2004). La zone ombrée correspond à la période d'obscurité à partir du coucher du soleil survenant à 20h50 le 28 avril. Les premiers rayons refont leur apparition à 6h15 le 28 avril	46
Figure 33 : évolution de la profondeur moyenne de résidence du zooplancton au cours de la journée du 26 mai 2004. La zone ombrée correspond à la période d'obscurité à partir du coucher du soleil survenant à 20h45 le 26 mai. Les premiers rayons refont leur apparition à 6h19 le 26 mai	47
Figure 34 : évolution de la diversité spécifique, déterminée par l'indice de Shannon, en avril et en mai 2004	49
Figure 35 : comparaison de la taille moyenne du zooplancton présent dans le pacage de Robertville en absence de lampe et dans le lac à 1 m de profondeur	50

Tableaux :

Tableau 1 : test statistique de Student de comparaison des indices de Shannon au niveau des cages dépourvues de lampe et du lac à une profondeur d'1 m. Le seuil significatif est de 0,05	49
Tableau 2 : comparaison de la taille moyenne du zooplancton présent dans le pacage de Robertville en absence de lampe et dans le lac à 1 m de profondeur	50
Tableau 3 : Anova II pour les différents taxons présents le 28 avril 2004 au niveau du pacage et à 1 m dans le lac	51
Tableau 4 : Anova II pour les différents taxons présents le 26 mai 2004 au niveau du pacage et à 1 m dans le lac	52
Tableau 5 : espèces confrontées à la prédation du <i>coregonus lavaretus</i> lors des deux cycles nycthéraux	53



Lac de Robertville
Lac de Bütgenbach

Figure 1: représentation cartographique du milieu d'étude (Tigny, 2000).

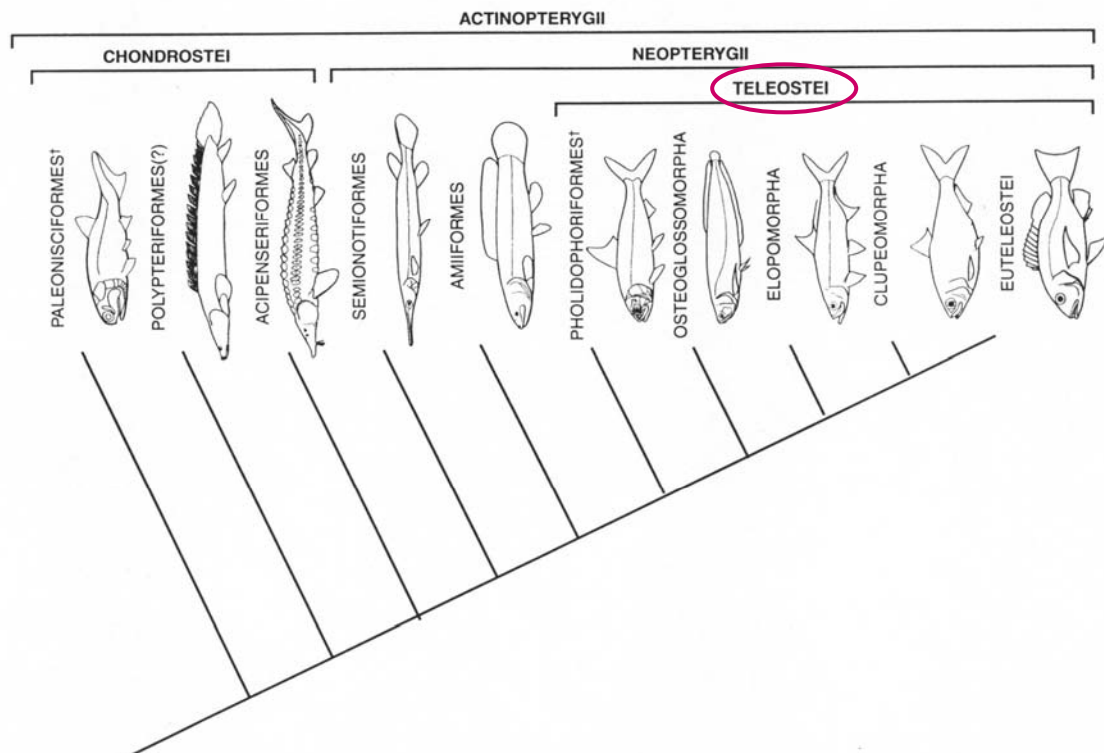


Figure 2 : relation phylogénétique entre les poissons actinoptériens. Le corégone est un poisson téléostéen (Helfman *et al.*, 1997).

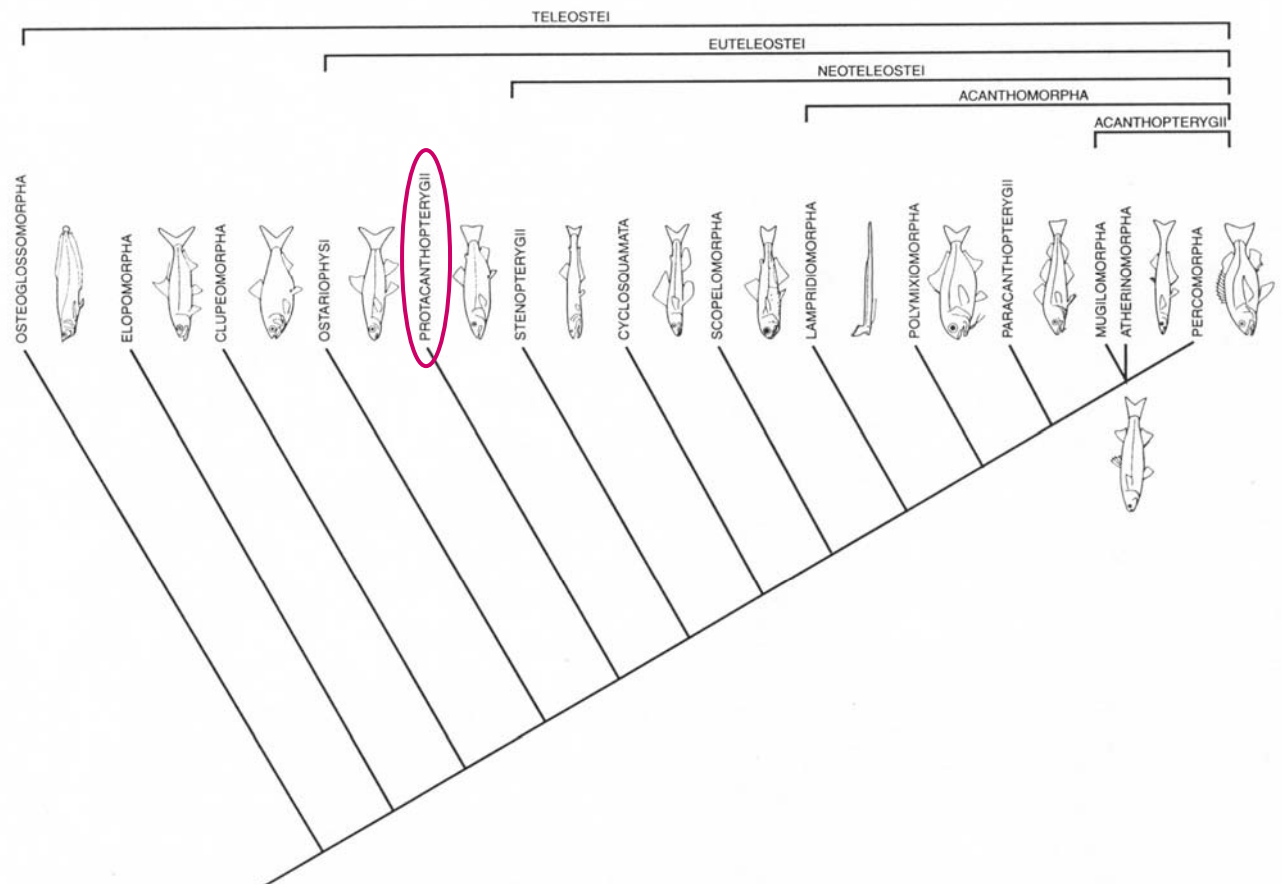


Figure 3 : relation phylogénétique entre les téléostéens vivants. Le corégone appartient au superordre des protacanthopterygiens (Helfman *et al.*, 1997).

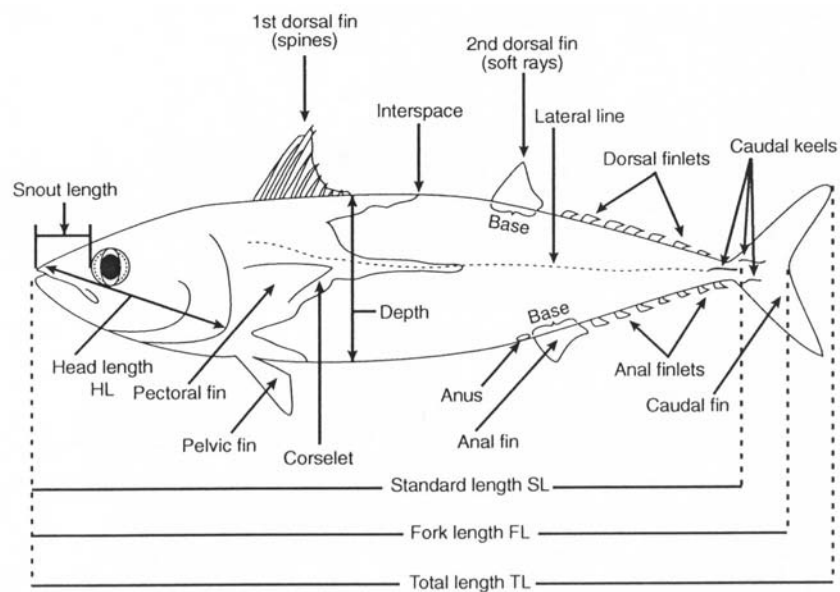


Figure 4 : caractères morphologiques des poissons. Le corégone possède une nageoire adipeuse située entre la nageoire dorsale et la caudale (Helfman *et al.*, 1997).

Figure 23: illustration des organismes planctoniques.

